

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

На правах рукописи

КАЗМИРУК Василий Данилович

**ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ И РЕКОНСТРУКЦИЯ
ЗАРАСТАЮЩИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

Специальность 1.6.21 – Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
доктора географических наук

Научный консультант
Данилов-Данильян Виктор Иванович
член-корреспондент РАН, доктор экономических наук,
профессор, научный руководитель ФГБУН ИВП РАН

Москва - 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1. ЗАРАСТАЮЩИЕ ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ И АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ	14
1.1. Особенности исследований зарастающих водных объектов и их мониторинг	14
1.2. Факторы, определяющие зарастание водотоков и водоемов.	28
1.3. Концепция экосистемного инжиниринга и средообразующая роль высшей водной растительности.	48
1.4. Классификация зарастающих водотоков и водоемов.	56
1.5. Классификация антропогенных воздействий на зарастающие водные объекты.	67
1.6. Негативные экологические последствия зарастания водных объектов.	74
ГЛАВА 2. ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ	80
2.1. Условия произрастания.	80
2.2. Индикационные свойства макрофитов.	85
2.3. Динамика биомассы.	94
2.4. Формирование химического состава.	97
2.5. Деструкция растительного опада в естественных условиях.	114
ГЛАВА 3. ДВИЖЕНИЕ ВОДЫ ПРИ НАЛИЧИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА	120
3.1. Особенности формирования стоково-ветровых течений при пространственной неоднородности гидравлических сопротивлений.	120
3.2. Уравнения мелкой воды для зарастающих водоемов и алгоритм их решения методом конечных элементов.	130
3.3. Вертикальное распределение осредненных скоростей течения воды.	149
3.4. Гидравлические сопротивления растительности.	152
3.5. Влияние растительности на процессы турбулентного перемешивания, трансформацию ветровых волн и ледовые явления.	167
3.6. Примеры расчета течений при мозаичном распределении высшей водной растительности.	173
ГЛАВА 4. ЗАРАСТАЮЩИЕ ЗОНЫ КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД	182
4.1. Кислородный режим и рН природных вод.	185
4.2. Биогенные элементы и органическое вещество.	188
4.3. Главные ионы и тяжелые металлы.	194

4.4. Влияние макрофитов на концентрацию взвешенных веществ.	199
ГЛАВА 5. ФОРМИРОВАНИЕ МЕХАНИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК И ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ГРУНТОВОГО КОМПЛЕКСА ЗАРАСТАЮЩИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ.	207
5.1. Механизмы формирования донных отложений и рельефа дна.	207
5.2. Типы донных отложений и их пространственная дифференциация.	218
5.3. Гранулометрический состав.	226
5.4. Водно-физические свойства.	233
5.5. Обменные катионы и ионы водорастворимых солей.	237
5.6. Органическое вещество.	242
5.7. Биогенные элементы.	248
5.8. Металлы в донных отложениях.	257
ГЛАВА 6. РЕКОНСТРУКЦИЯ ЗАРАСТАЮЩИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ.	292
6.1. Гидроэкологические критерии хозяйственного использования зарастающих водотоков и водоемов.	292
6.2. Барьерная роль макрофитов при загрязнении водных объектов микрочастицами природного и антропогенного происхождения.	300
6.3. Особенности реконструкции зарастающих водных объектов.	342
6.4. Экологические аспекты расчистки и обустройства зарастающих мелководий.	360
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	381
СПИСОК УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ.	389
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.	392

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Интенсивное зарастание, заиление и заболачивание в последние десятилетия многих рек и водоемов, как результат все усиливающейся антропогенной нагрузки на природную среду, распространение инвазивных видов макрофитов и изменение климата, особенно остро обозначило проблему наличия знаний о гидроэкологических процессах в зарастающих водных объектах и факторах их обуславливающих. Мелководные зарастающие зоны, как правило, имеют наибольшую биологическую продуктивность и могут занимать площадь от нескольких сот квадратных метров (пруды, дренажные канавы) до десятков тысяч квадратных километров (устьевые области рек). В силу специфичности формирующегося здесь экокомплекса, именно эти зоны, с одной стороны являются основной «кухней» формирования качества воды и биопродуктивности водотоков и водоемов, а с другой – наименее изучены, из-за труднодоступности, сложности происходящих там процессов и невозможности применения традиционных методов исследования водных объектов. Зарастающие зоны часто называют «почками природы» из-за их способности к фильтрации, метаболизму и снижению уровня загрязняющих веществ.

Существует ряд примеров, когда отсутствие знаний о закономерностях функционирования природного комплекса зарастающих водных объектов влечет за собой неоправданные затраты и даже человеческие жертвы. Разные стадии зарастания, различия в гидродинамической активности водных масс и видовом составе высшей водной растительности (ВВР) вызывают диаметрально противоположные отклики в экосистеме водных объектов - от улучшения экологического состояния и качества воды в водоеме или водотоке до полной потери рыбопродуктивности и изменения самой экосистемы. Так, вселение водного гиацинта (*Eichhornia crassipes*) стало причиной экологического бедствия во многих южных странах из-за его быстрого распространения, создания большой биомассы и заполнения всей водной толщи мелководных озер [Villamagna, Murphy, 2010], хотя тот же самый водный гиацинт способствует разложению многих опасных антропогенных загрязнителей и, при определенных условиях, дает возможность существенно улучшить качество воды водоемов и водотоков. Известен пример, когда распространение растительности, завезенной в бассейн р. Сепик (о. Новая Гвинея), привело к полному зарастанию озер и проток, исчезновению рыбы, голоду среди местного населения и их вынужденной миграции.

Происходящие в зарастающих водных объектах процессы одни из самых сложных в природной среде и являются предметом исследования на стыке многих научных дисциплин: гидрологии, геоморфологии, гидродинамики, гидробиологии, гидрохимии, геоэкологии и

биогеохимии. Исследуя качество воды в зарослях ВВР и ее влияние на экосистему, авторы нередко приходят к прямо противоположным выводам и рекомендациям. Наиболее развитыми являются направления гидрботанических исследований, очистки воды с помощью искусственных ветлендов и экспериментальные исследования гидравлических характеристик в заросшем русле, где растительность моделируется путем создания искусственной шероховатости. Значительно менее разработаны направления классификации и типизации разнотипных природных и искусственно созданных зарастающих водных объектов с учетом климатических закономерностей, формирования химического состава вод и донных отложений в водоемах и водотоках естественного функционирования при различных условиях гидродинамической активности водных масс, а также вопросы формирования донных отложений при различном видовом составе ВВР и их влияние на состав вод внутри растительной ассоциации и в целом в водном объекте. Практически не разработано направление по созданию научных основ комплексного использования зарастающих водных объектов, методов улучшения их экологического состояния, реконструкции и экологической реабилитации. Очень редко проводятся системные исследования естественных и искусственных зарастающих водных объектов на единой методической основе.

Абсолютное большинство работ по изучению влияния растительности на физические и химические характеристики водных масс выполнено в лабораторных условиях. Так было доказано, что ВВР имеет важное природоохранное значение, однако, остается открытым вопрос - до какой степени эта роль реализуется на различных природных объектах, когда возможно накопление огромных объемов растительной биомассы, ее гниение и разложение, что может являться одной из причин заморов, заболачивания водоемов, ухудшения качества воды, формирования загрязненных органических илов, потери рыбохозяйственной и рекреационной значимости водоемов.

Учитывая важность научных и практических проблем, связанных с зарастанием и заболачиванием водных объектов и использованием ВВР в разных областях человеческой деятельности, а также для поддержания устойчивого состояния водных экосистем, в мире существуют десятки специализированных научных центров, изучающих различные аспекты функционирования ветлендов и управления ими. При этом термин «ветленд» в мировой литературе используется для широкого спектра переходных местообитаний между типично-водными и типично-сухопутными экотопами от пресноводных болот до соленых маршей и мангровых зарослей. В русскоязычной литературе эквивалента этому термину нет. Близкими по значению являются термины: вводно-болотные угодья, гидроморфные, субаквальные и супераквальные ландшафты, зарастающие водные объекты, плавни и т.д., хотя ни один из них в

полной мере не отражает понятие ветленд. В Российской Федерации в настоящее время отсутствуют специализированные научные центры по исследованию болот и зарастающих водных объектов, несмотря на то, что Россия занимает первое место в мире по площади заболоченных территорий. Болота и заболоченные земли с наличием торфа занимают не менее 20 % территории Российской Федерации и представляют 2/5 площади всех торфяных болот мира [Торфяные болота России..., 2001]. Ветленды занимают около 15 % территории Канады, что составляет четверть всех ветлендов мира [Kennedy, Mayer, 2002].

Цель и задачи работы. Основной целью работы была разработка системного подхода к установлению и анализу общих закономерностей функционирования природного комплекса разнотипных зарастающих водных объектов с учетом гидродинамической активности водных масс и на этой основе систематизация, совершенствование и развитие методов реконструкции зарастающих водоемов и водотоков.

Задачи исследования:

1. Разработка методологии комплексного исследования зарастающих водных объектов различной природы, испытывающих различную степень и виды антропогенного воздействия, выделение приоритетных факторов формирования состава вод и донных отложений.

2. Разработка многоуровневой классификации зарастающих водных объектов, анализ и классификация антропогенных воздействий на них.

3. Разработка методов расчета скоростей движения воды с учетом пространственной неоднородности гидравлических сопротивлений, определяемых ВВР различных видов.

4. Установление закономерностей формирования состава вод, а также состава, состояния и свойств донных отложений в условиях зарастания водных объектов. Установление индикационных свойств ВВР и закономерностей ее влияния на русловые и устьевые процессы. Изучение механизмов переноса и накопления микрочастиц синтетических полимерных материалов в прибрежной полосе водных объектов и барьерной роли ВВР.

5. Совершенствование и развитие методов улучшения экологического состояния и реконструкции зарастающих водотоков и водоемов, изучение экологических аспектов проведения инженерных мероприятий на зарастающих водных объектах, установление гидроэкологических критериев их хозяйственного использования.

Научная новизна

1. Впервые описаны общие закономерности зарастания разнотипных континентальных водных объектов. Предложена комплексная многоуровневая классификация зарастающих водотоков и водоемов, охватывающая весь спектр континентальных водных объектов от ручьев и прудов до водохранилищ и устьевых областей крупных рек, а также антропогенные

воздействия на них. Получила развитие концепция «экосистемного инжиниринга» для зарастающих зон водных объектов в части средообразующей роли ВВР в формировании донных отложений и ледовых явлений. Впервые предложено использовать ВВР в качестве индикатора для анализа гидродинамической активности водных масс, скоростной структуры потока и типа донных отложений.

2. Разработаны алгоритмы расчета осредненных скоростей движения воды отдельно для случаев осреднения по ширине потока и по вертикали при мозаичном распределении гидравлических сопротивлений, определяемых естественной водной растительностью. Предложена полуэмпирическая формула определения гидравлических сопротивлений ВВР.

3. Показано, что ключевым фактором внутриводоемных процессов в зарастающих водных объектах является гидродинамическая активность водных масс, от которой в значительной степени зависят, как масштабы и скорость трансформации природных и антропогенных составляющих состава вод и донных отложений, так и сама возможность существования растительного покрова в водном объекте.

4. Изучены особенности формирования химического состава вод зарастающих мелководий при различной степени водообмена. Получены новые данные о скорости деструкции растительного опада в естественных условиях.

5. Впервые изучены механизмы формирования донных отложений разнотипных зарастающих водных объектов при различных условиях гидродинамической активности водных масс, видовом составе и структуре ВВР.

6. Показано, что на устьевых участках рек и в других зонах со слабым водообменом происходит накопление и депонирование тяжелых металлов, обусловленное не только гидравлическими особенностями потока и осаждением мелкодисперсных частиц, но и накоплением тяжелых металлов растениями-концентраторами и образованием отложений из растительного опада. Установлен факт концентрирования металлов в ризосфере некоторых видов ВВР.

7. Впервые определены пороговые значения проективного покрытия акватории ВВР и скорости движения воды, при которых происходит переход от снижения содержания взвешенных частиц в водной толще к его увеличению, что является результатом формирования и удержания полувзвешенных мелкодисперсных частиц из растительного опада. Получены новые данные о задержании микрочастиц природного происхождения на листьях и стеблях ВВР.

8. Впервые изучены особенности поведения микрочастиц синтетических полимерных материалов в прибрежной зоне континентальных водных объектов и механизмы задержания и депонирования микропластика в зарастающих зонах.

9. Впервые сформулированы гидроэкологические критерии хозяйственного использования зарастающих водных объектов. На основе анализа масштабов пространственной и временной изменчивости гидроэкологических процессов, разработана и реализована система мониторинга для зарастающих зон и примыкающих к ним территорий при их планируемой реконструкции и обустройстве.

10. Впервые изучены закономерности формирования состава вод и донных отложений зарастающих мелководий в условиях инженерных мероприятий по их реконструкции и обустройству.

Теоретическая и практическая значимость работы. Совокупность результатов исследований, приведенных в работе, может являться методической основой для комплексного анализа экологического состояния зарастающих водотоков и водоемов, их мониторинга, рационального использования, обустройства и восстановления, а также разработки технологий защиты водных объектов от загрязнения, основанных на интенсификации внутриводоёмных процессов.

Результаты исследований, разработанные подходы и система мониторинга были использованы при подготовке и реализации проектов: «Сохранение и предотвращение загрязнения реки Волги» (заказчик Минобрнауки РФ), ФЦП «Возрождение Волги» (заказчик Минприроды РФ), ФЦП «Экология России» (заказчик Минэкологии РФ), ФЦП «Мировой океан» (заказчик Минэкономразвития РФ), «Каспийское море» (заказчик ГКНТ СССР), «Устья» (заказчик ГКНТ СССР), «Генеральный проект на создание комплексной системы мониторинга геологической среды и водных объектов Верхне-Волжского бассейна (полигон Верхняя Волга)» (заказчик Минприроды РФ), «Разработка нормативов ПДВВ на участке Верхней Волги в створе Иваньковского водохранилища» (заказчик Минприроды РФ), «Обоснование инвестиций по улучшению водохозяйственной и экологической обстановки на Иваньковском водохранилище» (заказчик Минприроды РФ), «Разработка научно-обоснованного комплекса водохозяйственных мероприятий для обеспечения устойчивого функционирования водохозяйственных систем, рационального использования водных ресурсов в условиях маловодья (в том числе затяжного) на примере Волги и Кубани» (заказчик Росводресурсы РФ), «Исследование современного состояния и научное обоснование методов и средств обеспечения устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса Нижней Волги и снижения рисков вредного воздействия вод» (заказчик Росводресурсы РФ), «Разработка проекта нормативов допустимого

воздействия по бассейну р. Волги от верховий Куйбышевского водохранилища до впадения в Каспийское море» (заказчик Росводресурсы РФ), International Project UNDP/GEF No. RER03G31 (00034997) «Caspian Environment Programme» (заказчик UNDP), «Разработка системы наблюдений и мероприятий по охране водных ресурсов Иваньковского водохранилища» (заказчик АО «Институт Гидропроект»), «Натурные исследования миграции тяжелых металлов при обустройстве заболоченных мелководий» (заказчик ГУП «Центрводхоз»), «Исследование состояния компонентов природной среды при подводной добыче нерудных строительных материалов» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Исследование гидролого-морфологических процессов в районе о. «Дом рыбака» с целью минимизации возможного влияния на остров подводно-технических работ при добыче нерудных строительных материалов» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Разработка проекта экспериментальных работ по улучшению экологического состояния залива Теменка (участок: мыс Светличный, оз. Селигер, Осташковский район Тверской области)» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Организация добычи строительных песков на месторождении «Залучье» в Осташковском районе Тверской области» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Анализ возможных воздействий подводно-технических работ при добыче нерудных строительных материалов на компоненты природной среды оз. Селигер и его водоохраной зоны» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Оценка естественных и техногенно обусловленных факторов формирования состава вод и донных отложений Осташковского плеса оз. Селигер» (заказчик ОАО «Тверской порт»), «Организация добычи песчано-гравийного материала на месторождении «Соболевское» (заказчик ООО «Геосервис»), «Seymour River Estuary Restoration» (заказчик City of North Vancouver, Canada), «Mackay Creek Marsh Restoration» (заказчик North Shore Wetland Partners Society, Canada).

Методология и методы исследования. Проведение исследований базировалось на системном междисциплинарном подходе, включая натурные исследования разнотипных естественных, антропогенно нарушенных и искусственных зарастающих водных объектов, дистанционные исследования с применением аэрофото- и аэровидеосъемки, использование космических снимков, сравнительный анализ, лабораторные исследования и математическое моделирование. Широко использовался сравнительный анализ гидроэкологических процессов, происходящих в зарастающих и не зарастающих зонах водных объектов, а также в разнотипных водных объектах, с целью выявления общих закономерностей формирования состава вод и донных отложений.

Натурные исследования проводились на водных объектах зоны умеренного климата: отмеляя зона устьевого взморья Волги, дельта Волги, устьевые участки рек Мак-Кей (Mackay Creek, Канада), Москито (Mosquito Creek, Канада), Линн (Lynn Creek, Канада), Сеймур (Seymour

River, Канада), Волго-Ахтубинская и Красноярско-Черобаевская поймы, Ивановское водохранилище и его притоки, Волгоградское водохранилище, искусственные озера-водохранилища Комо (Como Lake, Канада), Бернаби (Burnaby Lake, Канада), озера Селигер, Пено, Вселуг, Бологое, Имоложье, Островно, Едрово, Заверховье, Озеревки, Нестерово, другие малые реки, естественные и искусственные озера и пруды. Несмотря на то, что водные объекты существенно различались по размерам (от тысячных долей до сотен квадратных километров), водности, гидродинамическому режиму, климатическим условиям, степени и характеру зарастания, видовому составу ВВР, уровню и характеру антропогенной нагрузки, исследования проводились на единой методической основе и включали отбор проб воды, донных отложений и ВВР, их лабораторный анализ, измерения скоростей движения и глубины воды, ветро-волновых характеристик, морфологических характеристик ВВР, картирование характера зарастания.

Защищаемые положения.

1. Для зарастающих водотоков и водоемов с аллювиальными донными отложениями характер зарастания и видовой состав ВВР является результатом многолетнего взаимного приспособления растительности и условий движения воды. Предлагается комплексная многоуровневая классификация, охватывающая весь спектр зарастающих континентальных водных объектов, а также антропогенные воздействия на них. Характер зарастания, видовой состав и скорость распространения тех или иных видов ВВР могут служить индикатором преобладающих гидродинамических процессов, а также состава, состояния и свойств донных отложений.

2. Методика определения гидравлических сопротивлений в зарастающих зонах водных объектов и алгоритмы расчета скоростей движения воды.

3. ВВР является средообразующим фактором формирования донных отложений и содержания взвешенных частиц природного и антропогенного происхождения. Макрофиты способны эффективно задерживать микрочастицы синтетических полимерных материалов и выполнять барьерную роль при загрязнении водных объектов микропластиком.

4. Пространственная дифференциация состава вод и донных отложений зарастающих водных объектов имеет ярко выраженную неоднородность, что определяется различиями в гидродинамической активности водных масс, степенью зарастания и видовым составом ВВР.

5. В природных условиях влияние ВВР на содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях происходит опосредованно через формирование органического вещества растительного опада, задержание мелкодисперсных частиц с высокой сорбционной емкостью и изменение физико-химических условий среды.

б. Ключевым моментом реконструкции зарастающих водных объектов является создание оптимального гидродинамического режима для сохранения средообразующей и водоохранной роли ВВР. При планировании хозяйственного использования зарастающих водных объектов или зон зарастания следует учитывать предлагаемые гидроэкологические критерии. Система мониторинга при планировании реконструкции зарастающих зон должна учитывать пространственно-временные масштабы естественных процессов функционирования экосистемы зарастающих зон водных объектов, степень влияния самих работ и время восстановления экосистемы.

Степень достоверности и апробация результатов. Достоверность результатов исследования достигалась проведением полевых работ, измерений и лабораторных анализов по стандартным общепринятым методикам, статистической обработкой данных, использованием контрольных проб и стандартных образцов.

Результаты исследований по теме диссертации докладывались и обсуждались на международных, всероссийских, всесоюзных и зарубежных конференциях, симпозиумах и семинарах: I Всероссийская конференция с международным участием по загрязнению окружающей среды микропластиком «MicroPlasticsEnvironment-2022» (Томск, 2022); V Всероссийский научно-практический семинар «Современные проблемы гидравлики и гидротехнического строительства» (Москва, 2022); Общественный совет при Федеральном агентстве водных ресурсов РФ (Москва, 2021); Международные выставки-форумы EcwaTech WasteTech (Москва, 2021, 2020); The 2017 Annual Scientific Meeting of the Canadian Geophysical Union (CGU) and the Canadian Society of Agricultural and Forest Meteorology (CSAFM) (Vancouver, Canada, 2017); Pacific Estuarine Research Society 39th Annual Conference (Brackendale, Canada, 2016); Международная научно-практическая конференция «О широком развитии мелиорации земель для получения высоких урожаев зерна и других сельскохозяйственных культур» (Москва, 2016); Международный научный форум «Проблемы управления водными и земельными ресурсами» (Москва, 2015); IV Всероссийская научная конференция с международным участием «Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов» (Москва, 2015); Научная конференции с международным участием «Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод» (Ростов-на-Дону, 2015); Международная научно-практическая конференция «Проблемы развития мелиорации и водного хозяйства в России» (Москва, 2014); VIII, VI, V, IV Международные конференции «Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей» (Москва, 2014, 2004, 1999, 1994); Международная научно-практическая конференция «Проблемы комплексного обустройства техноприродных систем» (Москва, 2013); Конференция «Современные энерго- и ресурсосберегающие,

экологически устойчивые технологии и системы сельскохозяйственного производства» (Рязань, 2013); Международная научно-практическая конференция «Роль мелиорации и водного хозяйства в инновационном развитии АПК (Москва, 2012); Международная научно-практическая конференция «Проблемы развития мелиорации и водного хозяйства и пути их решения» (Москва, 2011); Третья и Вторая международные научно-практические конференции «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (Пермь, 2011, 2009); Научно-практический семинар «Обследование и мониторинг городских гидротехнических сооружений водных объектов г. Москвы» (Москва, 2010); Международная научно-практическая конференция «Роль мелиорации в обеспечении продовольственной и экологической безопасности России» (Москва, 2009); Международная научно-практическая конференция «Мелиорация и водное хозяйство XXI века. Наука и образование» (Горки, Беларусь, 2009); III Міжнародна науково-технічна конференція «Актуальні проблеми водного господарства та природокористування» (Ровно, Украина, 2009); VI и V Международные конференции «Сотрудничество для решения проблемы отходов» (Харьков, Украина, 2009, 2008); Международный семинар «Генетические и вероятностные методы в гидрологии: проблемы развития и взаимосвязи» (Одесса, 2009); Международная научно-практическая конференция «Роль мелиорации и водного хозяйства в реализации национальных проектов» (Москва, 2008); III Всероссийская конференция по водной токсикологии, посвященная памяти Б.А.Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», конференция по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок» (Борок, 2008); Всероссийские научно-практические конференции «Водные ресурсы Волги: настоящее и будущее, проблемы управления» (Астрахань, 2008, 2007); 10th International Symposium on River Sedimentation and Environmental Safety (Москва, 2007); Международная научная конференция «Инновационный потенциал естественных наук» (Пермь, 2006); VII, VI, V, IV, III, II, I Международные конгрессы «Вода: экология и технология» (Москва, 2006, 2004, 2002, 2000, 1998, 1996, 1994); Научная конференция «Современные проблемы стохастической гидрологии» (Москва, 2001); V Всероссийская конференция «Гидробиотика 2000» (Борок, 2000); Всероссийский научный семинар «Проблемы региональной геоэкологии» (Тверь, 1999); The NATO Advanced Workshop on Stochastic Models of Hydrological Processes and Their Applications in Problems of Environmental Preservation (Москва, 1998); The Third International Conference on Regional Hydrology: Concepts and Models for Sustainable Water Resource Management (Ljubljana, Slovenia, 1997); Всероссийское совещание «Экологические проблемы Севера Европейской территории России» (Апатиты, 1996); Всероссийская конференция по международной геосферно-биосферной программе (Москва, 1995); Вторая Всероссийская конференция

«Математические проблемы экологии» (Новосибирск, 1994); IV Всесоюзная конференция «Математические проблемы экологии» (Душанбе, 1991); Всесоюзные школы-семинары «Математическое моделирование в проблемах рационального природопользования» (Ростов-на-Дону, 1989, 1988); IV Всесоюзная межвузовская научная конференция «Закономерности проявления эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях» (Москва, 1987) и др.

Основные положения диссертации изложены в 4 монографиях и 97 статьях, в том числе в 38 статьях в рецензируемых изданиях.

Диссертационная работа изложена на 443 страницах, включает 76 рисунков и 50 таблиц, состоит из введения, 6 глав, заключения, списка условных обозначений и списка литературы из 664 библиографических ссылок. Все, приведенные в тексте диссертации фотографии, сделаны автором.

В диссертации рассмотрен комплекс задач, которые объединены в рамках единого направления: «Закономерности формирования состава вод, донных отложений и барьерная роль макрофитов в естественных и антропогенно нарушенных зарастающих водных объектах». В работе не рассматриваются вопросы видового и фитоценотического разнообразия ВВР, а также гидрботанические закономерности зарастания отдельных водных объектов и их групп. Основное внимание уделено комплексу факторов, вызывающих или способствующих появлению и развитию ВВР как таковой и тому, как присутствие макрофитов влияет на гидродинамические процессы, состав вод и состав, состояние и свойства донных отложений водных объектов, а также роли инженерных мероприятий в зарастающих водотоках и водоемах в улучшении их экологического состояния. Работа основана на исследованиях автора, проведенных им в течение более чем 30 лет на различных водных объектах. Абсолютное большинство исследований выполнено автором в Институте водных проблем РАН, часть работ выполнена в Университете Саймона Фрезера (Ванкувер, Канада).

Глава 1

ЗАРАСТАЮЩИЕ ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ И АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ

1.1. Особенности исследований зарастающих водных объектов и их мониторинг

Разработка системы наблюдений для зарастающих и заболачивающихся водных объектов сопряжена со значительными трудностями. Это вызвано, прежде всего тем, что зарастающие мелководья являются чрезвычайно гетерогенной системой со множеством обособленных экологических ниш, даже в пределах мелководья одного типа [Казмирук, 1999; Казмирук В., Казмирук Т., 2001]. Применение традиционных методов исследования водных объектов здесь затруднительно, а во многих случаях невозможно. Достаточно отметить, что мелководья обычно располагаются на водоеме неравномерно, отдельными районами, зачастую малодоступными. Большинство мелководий на 70 % и более покрыто зарослями труднопроходимой ВВР. Ближе к берегу заросли переходят в сплавины, плавни и топи. В результате слабого водообмена гидрохимические характеристики на расстоянии порядка 5-10 метров могут изменяться в несколько раз. Наиболее неоднородными являются физико-химические характеристики донных отложений и насыщение воды кислородом.

В случае производства работ по реконструкции зарастающих водных объектов приходится иметь дело с природно-техногенной системой. При этом необходим учет влияния на природную среду элементов технологических циклов. В районе производства работ градиенты концентраций возрастают в несколько раз. Искажаются естественные масштабы природных процессов. Компоненты природной среды демонстрируют различный отклик на техногенное вмешательство.

Разработке общей унифицированной структуры исследований для зарастающих водных объектов также препятствуют существенные различия в терминологии и трактовке основных понятий, описывающих, как сами зарастающие зоны, так и происходящие в них гидроэкологические процессы. Это можно проследить на примере термина «ветленд» (реже «ветланд»), происходящего от английского слова «wetland», которое, в свою очередь, состоит из двух английских слов: «wet» - мокрый и «land» - земля. Вместе с тем, что такое «wetland» существует около 50 определений и нет единого мнения даже в официальной юридической и научной англоязычной литературе [Wetland conservation..., 1990]. Как уже было отмечено, в мировой литературе этот обобщающий термин используется для широкого спектра переходных местообитаний между типично-водными и типично-сухопутными экотопами от пресноводных

болот до соленых маршей и мангровых зарослей. Кроме того, существует целый класс искусственных ветлендов, для описания которых используются термины «artificial wetland», «constructed wetland», «treatment wetland».

В основном международном документе по охране ветлендов – «Конвенции о ветлендах имеющих международное значение главным образом в качестве мест обитания водоплавающих птиц» (Convention on Wetlands of International, especially as Waterfowl Habitats) ветленды определяются как территории маршей, фендов, торфяных болот или водоемов, естественных или искусственных, постоянно или временно затопленных, со стоячей водой или проточных, пресных, солоноватых или соленых, включая морские акватории, глубина которых в отливе не превышает 6 м.

В США существуют несколько различных трактовок термина «ветленд», принятых на федеральном и региональном уровнях. Даже различные ведомства США имеют различные определения. Согласно федеральному Циркуляру 39, принятому еще в 1956 г., ветленды - это понижения в земной поверхности покрытые мелководьями, иногда временными или прерывистыми. Федеральная служба США по изучению, охране и регулированию рыбных ресурсов и дикой природы (U.S. Fish and Wildlife Service) имеет свое определение ветлендов, согласно которому это территории, где избыток воды является доминирующим фактором, определяющим характер развития почвы, а также животных и растительных сообществ, живущих на поверхности и внутри этой почвы. Это континуум сред, где интегрируются наземные и водные экосистемы [Cowardin et al., 1979]. Корпус армейских инженеров США (U.S. Army Corps of Engineers) в 1987 г. принял свое определение ветлендов как территории насыщенные поверхностными или подземными водами с частотой и продолжительностью в нормальных условиях достаточной для нормального развития растительности, приспособленной для произрастания на пересыщенной водой почве. Это определение в настоящее время считается официальным на федеральном уровне США. Вместе с тем штаты Массачусетс и Нью-Йорк имеют свои трактовки.

В русском языке точного эквивалента этому термину нет. Близкими по значению являются термины: вводно-болотные угодья, болота, гидроморфные, субаквальные и супераквальные ландшафты, аквальные комплексы, зарастающие водные объекты, плавни и т.д., хотя ни один из них в полной мере не отражает понятие ветленд.

Чаще всего как эквивалент термина «ветленд» используется термин «водно-болотное угодье». В качестве определения этого термина дается трактовка из Рамсарской конвенции. При этом упускается тот факт, что в Рамсарской конвенции было дано узкое определение ветлендов главным образом для целей обозначения мест обитания водоплавающих (даже не околководных)

птиц. Как результат, происходит смещение акцентов в ключевых атрибутах присущих ветлендам и вводно-болотным угодьям. Если в ветлендах это наличие перенасыщенных водой почв и средообразующей водной растительности, то в водно-болотных угодьях основным является существование или возможность существования водоплавающих птиц. При такой широкой трактовке термина вводно-болотное угодье под это определение зачастую попадают территории и акватории не являющиеся ветлендами [Водно-болотные угодья..., Т.1., Т.3., Т.4., 1998, 2000, 2001]. Произошло это, прежде всего благодаря активной деятельности в России международной неправительственной организации Wetlands International, которая была создана в 1995 г. путем объединения Международного бюро по изучению ветлендов и водоплавающих птиц (International Wetlands and Waterfowl Research Bureau).

Для целей охраны природы, охотоведения или изучения перелетных птиц особенности перевода и использования терминов ветленд и вводно-болотное угодье, по-видимому, не имеют принципиального значения, однако при исследовании гидрологического режима ветлендов, происходящих в них физико-химических и биогеохимических процессов, восстановлении, реконструкции или создании искусственных ветлендов и даже при изучении гидрботанических особенностей территорий, некорректно смешивать эти два понятия. Поэтому в научной литературе обычно используют термины: болото, зарастающие водоемы или водотоки, зарастающие мелководья, плавни и все чаще обобщающий термин ветленд [Никаноров, Жулидов, Емец, 1993; Папченков, 1995].

Наиболее распространенными типами ветлендов являются болота. Абсолютное большинство современных исследователей с несущественными вариациями придерживаются взглядов, что болотом следует считать «географический ландшафт (или участок земной поверхности), характеризующийся исторически сложившимся взаимодействием комплекса факторов: 1) постоянной или периодически избыточной влажности, 2) специфической болотной растительности и 3) специфического почвообразовательного процесса (оглеение грунта, разложение органического вещества в анаэробных условиях и т.п.), приводящего при благоприятных внешних условиях к образованию торфа» [Пьявченко, 1945]. Это определение болота, данное Н.И. Пьявченко еще в 1945 г. очень близко по содержанию к определению ветлендов Корпуса армейских инженеров США.

Существует целый ряд других терминов, описывающих с различных точек зрения специфические особенности отдельных объектов, их совокупностей или частей: заболоченные земли, болотный массив, болотный мезоландшафт, болотное урочище, грядово-мочажинный комплекс, плавневый массив, зарастающее мелководное устьевое взморье. Еще больше местных и народных названий: мох, мочажина, топь, трясина, полой, крепь, култук, кундрак,

раскат. Для искусственно созданных территорий или сооружений с ВВР используют термины: ботанические площадки, биопруды с посадками ВВР, искусственно заболоченные участки, биоинженерные сооружения регулирования качества воды, фитофильтрационные устройства, фито-очистные системы, биоплато.

Все перечисленные природные и искусственные объекты имеют общие черты – наличие переувлажненной территории и водной растительности. Поэтому, в качестве обобщающего понятия для описания природных объектов с перечисленными признаками предлагается использовать термин «ветленд», а для искусственно созданных объектов термин «искусственный ветленд». Это дает возможность рассматривать каждый изучаемый объект в рамках существующих международных классификаций ветлендов и работать в общем понятийном пространстве со специалистами разных стран, что особенно актуально, если учесть, что около 20 % территории России занимают болота или другие мелководные природные комплексы, которые практически не изучены, а их мониторинг отсутствует.

Таким образом, под ветлендом следует понимать территорию постоянно или временно насыщенную водой, где формируются специфические водно-болотные экосистемы. Ветленды имеют уникальные характеристики: обычно они производные от других водных объектов или элементов ландшафта и основаны на их уровне воды и виде растительности. Ветленды имеют режим уровней воды возле земной поверхности или покрыты водой достаточно длительный период года, чтобы там произрастала водная растительность.

Обычно выделяют следующие типы природных ветлендов:

- морские (марши, мангровые заросли);
- эстуарные (ветленды устьевых областей рек);
- речные (зарастающие ручьи, реки, поймы);
- озерные (зарастающие озера, пруды, водохранилища или их мелководья, старицы, заливные луга);
- болотные (верховые и низовые болота).

Некоторые ветленды сразу принадлежат к нескольким типам. Например, марши, являющиеся солеными морскими болотами гидрологически тесно связаны с морем и зачастую с устьевыми процессами впадающей реки. В последние десятилетия все больше появляется искусственных ветлендов, с помощью которых очищают, дочищают, деминерализуют сточные воды, улучшают качество природных вод, создают системы управления ливневыми стоками и устойчивого дренажа, регулируют паводки и в целом гидрологический режим рек, восстанавливают ландшафты в засушливых зонах, деградировавших в результате интенсивной аграрной деятельности.

Согласно принятой типизации, в диссертационной работе основное внимание уделено речным, озерным и эстуарным природным ветлендам. Для их изучения применялся междисциплинарный подход, включая натурные исследования разнотипных естественных, антропогенно нарушенных и искусственно созданных зарастающих водных объектов, с использованием методов гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований.

В работе также используется термин «гидродинамическая активность водных масс». Хотя этот термин сейчас довольно часто встречается в научной литературе, особенно в исследованиях влияния движения воды на седиментационные процессы, процессы в придонной области водных объектов, описании аквальных комплексов и ландшафтов, исследованиях влияния движения воды на структуру фито- и зоопланктона, автору не удалось обнаружить определения этого термина. Не существует также эквивалентного термина в англоязычной литературе. По-видимому, этот термин изначально возник путем объединения двух терминов «водные массы», широко используемого в океанологии, и «гидродинамическая активность», который начал применяться в морской геологии с середины прошлого века как синоним подвижности водных масс. Сам же термин «водные массы» был заимствован из синоптической метеорологии по аналогии с воздушными массами. Аналогичные термины существуют и в англоязычной литературе, где термин «hydrodynamic activity» в основном используется при анализе границы раздела между водой и нефтью, и реже для описания влияния движения воды на морское дно и микроорганизмы как синоним термина «hydrodynamic motion». Учитывая вышесказанное, в рамках данного исследования, под термином «гидродинамическая активность водных масс» будем понимать любую подвижность значительного объема воды, соизмеримого с глубиной и площадью водного объекта.

Выявление и инвентаризация экологически неблагополучных зарастающих, заиляющихся и заболачивающихся участков мелководий - одна из основных задач их мониторинга. Сложность процессов, происходящих в конкретной природно-антропогенной обстановке, серьезные трудности в организации и проведении натурных наблюдений не позволили к настоящему времени разработать на должном уровне один из основных блоков мониторинга - научно обоснованную систему наблюдений. Она должна включать четкий перечень определяемых параметров, схему пространственного размещения точек наблюдений и время их проведения, а также согласованные с этой сетью требования к точности измерений тех или иных параметров. Отбор проб (а это в настоящее время и в обозримом будущем будет основным источником информации) без учета пространственно-временной изменчивости процессов и явлений приведет к заведомо большим искажениям по сравнению с теми, которые

возникают при последующих аналитических определениях, то есть вместо мониторинга зарастающих мелководий, как одной из важных составляющих природного ландшафта, будет проводиться мониторинг отдельных случайных станций. Следует рассматривать мониторинг зарастающих и заболачивающихся водных объектов в их естественном состоянии, во время производства работ по реконструкции и после их завершения.

Начальным этапом мониторинга зарастающих зон водных объектов является их инвентаризация и определение обобщающих параметров: границ, площади отдельных массивов, глубины воды, степени зарастания, видового состава ВВР, ее проективного покрытия, типа донных отложений. Практика проведения натуральных исследований разнотипных зарастающих водных объектов показывает, что даже такой, на первый взгляд, простой вопрос как оконтуривание зарастающих зон или отдельных участков, вызывает много вопросов. Прежде всего, это касается участков границы, где происходит периодическое затопление и, где в определенный момент, в воде и на суше, могут произрастать одни и те же виды ВВР. В таких случаях дополнительная информация может быть получена в результате анализа грунтов. Донные отложения, даже периодически затапливаемых зарастающих мелководий, по своей структуре отличаются от почв суши. В них практически всегда присутствуют в значительных количествах мелкодисперсные илистые фракции. Не менее сложно определить границу распространения придонной растительности. Для быстрого обследования подводной растительности, включая определение ее высоты, можно использовать высокочастотный (420-600 кГц) цифровой эхолот.

Практически единственным способом оперативного получения данных о состоянии водного объекта является применение дистанционных методов. Информацию о растительном покрове сравнительно легко получить на основе тематического дешифрирования аэро- и космических фотоснимков, и видеоизображений. Цветные цифровые аэрофотоснимки являются прекрасным материалом для изучения растительного покрова, особенно в зоне осушки, где цвет является дополнительным дешифровочным признаком, помогающим различать виды растений и грунтов. Заросли ВВР существуют в градиентах плотности с проективным покрытием 0-100%, могут быть монотипными или чаще смешанными из нескольких видов. Применение того или иного метода получения изображений исследуемых объектов зависит от их размеров. Так, для анализа общих характеристик и характера зарастания отмелей зоны устьевого взморья Волги, ее дельты и Волго-Ахтубинской поймы нами использовались космические снимки.

Для меньших по размеру объектов и возможности быстрого получения подробной оперативной информации целесообразно проведение в июле-августе месяце (период максимального развития растительности) аэровидеосъемки с применением легких самолетов

типа Як-52. Оптимальной высотой полета для видеосъемки является 200-300 метров. При скорости движения самолета около 200 км/час достаточно 1,5-2 часа летного времени для получения нескольких тысяч видеок кадров. Местоположение самолета удобно фиксировать с помощью приемников GPS. В случае необходимости, обработка видеоизображений может осуществляться с использованием компьютерной техники. Такую методику мы использовали при исследовании зарастающих мелководий и их роли в экосистеме Иваньковского водохранилища.

При размере зарастающих зон от сотен метров до нескольких километров возможно применение беспилотных летательных аппаратов, оснащенных фото- или видеоаппаратурой. Дальность полета таких аппаратов до 4,5 км. Беспилотный летательный аппарат нами использован при изучении зарастающих участков на западном побережье Канады. Кроме того, для этих же целей были использованы цифровые снимки, имеющиеся в свободном доступе в сервисах Google Map и Google Планета Земля. Использование таких снимком особенно эффективно при анализе зарастания водных объектов на больших территориях в степной зоне при отсутствии полога древесной растительности и хорошо развитой сети панорамных снимков, поддерживаемых функцией Google Просмотр улиц. Этот подход был использован автором при анализе зарастания малых рек Краснодарского края Понура, Челбас и Кирпили. Если зарастающий массив примыкает к высокому берегу, как, например, Черебаевско-Красноярская пойма, с него также могут быть получены информативные снимки.

Для получения гидроэкологической информации о зарастающих водных объектах обычно используются: метод регулярных или нерегулярных сеток, с расположением станций отбора проб в узлах сетки, метод трансект или экологических разрезов, а также метод наблюдательных полигонов, располагаемых в характерных местах. Для исследования динамики растительных сообществ и их картирования, кроме того, применяется метод квадратов и маршрутные съемки.

Учитывая ограниченность ресурсов, а также тот факт, что даже хорошо технически оснащенные лаборатории Российской Федерации, осуществляющие государственный экологический контроль, при анализе химического состава воды определяют, как правило, не более 25 показателей загрязнения, для детальных наблюдений на зарастающих мелководьях нами рекомендуется применять полигонный метод. Полигоны располагаются на характерных мелководьях различных типов. Для оптимизации сети и состава наблюдений необходимо выделять лимитирующий период, лимитирующий фактор и лимитирующие показатели компонент природной среды, то есть те факторы и показатели, превышение которых наиболее отрицательно скажется на экологическом благополучии рассматриваемого участка и водоема в целом. Отбор проб в репрезентативных точках хорошо себя зарекомендовал при оценке

сообществ макрофитов в прибрежных ветлендах Великих озер. Сравнение эффективности методов сетки, на разрезах и в репрезентативных точках проводили при изучении трех естественных ветлендов в заливе Джорджиан и трех нарушенных ветлендов в оз. Онтарио [Croft, Chow-Fraser, 2007].

Опыт мониторинга зарастающих мелководий Иваньковского водохранилища показывает, что в естественных условиях лимитирующими периодами являются: во-первых, период ледостава перед началом сработки водохранилища (февраль месяц), когда увеличивается грунтовое питание водоема болотными водами, богатыми органическими веществами, и возможно возникновение заморных явлений; во-вторых, период максимального прогревания воды (июль месяц), когда усиливаются процессы биохимического распада органических веществ, в результате чего интенсивно поглощается кислород. Лимитирующим фактором является накопление органических илов и остатков растительности, определяемое водообменом. При этом, лимитирующими показателями будут: для воды - рН и концентрация растворенного кислорода, для донных отложений - потери при прокаливании (ППП), для воздушно-водной растительности - проективное покрытие (Р).

В период производства работ по улучшению экологического состояния зарастающих водотоков и водоемов (это и будет лимитирующим периодом) наблюдается целый ряд экологически дестабилизирующих факторов: утечка пульпы через стыки отдельных звеньев пульпопровода; взмучивание донных отложений в забое, попадание на акваторию нефтепродуктов в результате длительной работы комплекса механизмов, сброс и фильтрация недоосветленной воды с карт намыва; отрыв и всплывание частей сплавин и кусков торфа, в результате чего возможно запруживание и отгораживание прибрежных зон мелководий, создание очагов зарастания, что уменьшает водообмен на отдельных участках, усиливает их заиление и заболачивание. Основными лимитирующими параметрами будут мутность воды, толщина органических илов и их загрязнение тяжелыми металлами.

В наших исследованиях пробы воды (в приповерхностном и придонном слое), донных отложений и ВВР отбирались в однородных характерных местах. Определялись глубина, скорость течения, прозрачность и температура воды, проективное покрытие, зона распространения, грунты произрастания и видовой состав ВВР (если она имелась), измерялись скорость и направления ветра. Для общей характеристики густоты растительного покрова нами использовано процентное отношение объема растений в 1 м³ воды. Объем растительности определялся методом вытеснения воды.

При выборе характерных мест измерений и отбора проб руководствовались косвенными признаками их функционального значения, то есть в какой мере то или иное место может

являться источником или индикатором лимитирующего фактора. Такими местами могут быть участки сплавин, заросли ВВР различных видов и проективного покрытия, чистовод, участки с различными донными отложениями, забой земснаряда или грейфера, карта намыва, вход и выход с прудка-отстойника. Кроме того, для получения репрезентативных материалов и возможности последующей интерпретации данных наблюдений, проводились дополнительные измерения и отбор проб на контрольных независимых станциях.

При значительных изменениях крупности донных отложений, для получения репрезентативных характеристик, необходим одновременный отбор нескольких проб. Вес пробы необходимой для последующих аналитических определений зависит от типа грунта, методов анализа и их количества. Обычно достаточен вес пробы 500-1000 г. После разделения колонок грунта на слои (если это необходимо) для большинства аналитических определений пробы высушивались на воздухе, а часть замораживалась для последующего определения содержания углеводов.

Отбор проб и определение гидрохимических показателей в натуральных и лабораторных условиях проводились по общепринятым методикам [Руководство по химическому анализу..., 1977]. При анализе проб воды определялись: водородный показатель, цветность, электропроводность, количество взвешенных веществ (методом фильтрования через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 и 0,85 мкм), концентрации ионов: аммония, нитратов, нитритов, фосфатов, хлора, кальция, магния, калия, натрия, гидрокарбонатов, сульфатов, общее количество фосфора, концентрация растворенного кислорода и его процентное содержание, биохимическое потребление кислорода за 5 и 20 дней, перманганатная окисляемость. Определение содержания в воде тяжелых металлов (Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd, Pb) выполнено методом атомно-абсорбционной спектроскопии: для Ивановского водохранилища - в Институте проблем промышленной экологии Севера (ИПЭС) Кольского научного центра РАН, для объектов Нижней Волги - в Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН и Волжско-Каспийском филиале ФГБНУ "ВНИРО" ("КаспНИРХ), для водных объектов, расположенных в Канаде - в Университете Саймона Фрезера (Ванкувер, Канада).

Для анализа содержания тяжелых металлов в тканях ВВР на полигоне в пластиковые пакеты отбирались отдельные характерные растения. В лабораторных условиях растения очищались от грунта, промывались дистиллированной водой, разделялись на части (корни, нижняя, средняя и верхняя части стебля, листья, цветы, плоды) и высушивались на воздухе. Затем каждая часть растений озолялась в муфельной печи при $t=700^{\circ}\text{C}$. Экстрагирование тяжелых металлов из золы выполнялось с помощью смеси концентрированных азотной HNO_3

(65-68%) и соляной HCl (32-35 %) кислот, взятых в соотношении 1:3 по объёму. Количество взвешенных веществ, сорбированных ВВР, определялось путем смывания взвеси с растений дистиллированной водой и ее последующей фильтрацией через бумажный фильтр.

Лабораторная обработка образцов грунтов дна заключалась в определении их гранулометрического состава; водно-физических свойств и содержания химических веществ. Гранулометрический состав песка и песчаных донных отложений определялся ситовым и микроагрегатным (по методу Саввинова-Бакшеева) способами, а илистых отложений - микроагрегатным, пипеточным (модификация Качинского) и ареометрическим. Комбинирование нескольких методов в определении гранулометрического состава вызвано значительной разнородностью фракций твердых частиц практически всех типов донных отложений. Определялись удельный вес отложений (пикнометрический способ), объемный вес натуральной влажности, объемный вес воздушно сухой, объемный вес абсолютно сухой, натуральная и гигроскопическая влажность, максимальная молекулярная влагоемкость (термостатно-весовой метод), а также некоторые другие показатели физических свойств, являющиеся производными от вышеназванных.

Анализ химического состава донных отложений заключался в определении валового содержания (в процентах от массы абсолютно сухого вещества) компонентов в образцах грунтов (гигроскопической воды; органического вещества, как ППП при $t=700^{\circ}\text{C}$; фульвовых кислот, общего и органического углерода; общего азота и фосфора; органического и минерального фосфора по методу Мехта; обменных катионов по методу Кирсанова; биохимического потребления кислорода; ряда других элементов в форме окислов), а также содержания водорастворимых ионов (катионов кальция, магния, натрия и гидрокарбонатного, карбонатного, сульфатного, хлоридного анионов) и ионов водорода. Содержание фульвовых кислот определялось по их связи с цветностью воды [Варшал, 1979]. Определение состава и содержания водорастворимых солей выполнено в водных вытяжках в соотношении воды и грунта 1:5 [Агрохимические методы..., 1965; Аринушкина, 1970]. Анализ водной вытяжки производили после отфильтрования нерастворенного вещества. Затем определяли абсолютно сухой вес нерастворенного остатка водной вытяжки и содержание органического вещества в нем как ППП при $t=900^{\circ}\text{C}$.

Обменные катионы определялись трилометрическим методом. Метод основан на свойстве трилона Б (двуназиевой соли этилендиаминтетрауксусной кислоты) давать устойчивые комплексные соединения с ионами двухвалентных металлов, в том числе с кальцием и магнием [Агрохимические методы..., 1975]. Нами использована модификация трилометрического метода, где вытеснение обменных кальция и магния выполняется с

помощью 1,0 н. раствора хлористого натрия, что позволяет выполнять анализы без специальной обработки раствора.

Определение содержания в донных отложениях углеводов выполнено в Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН. Углеводы выделяли из влажных проб хлороформом [Немировская, 2004]. Для удаления поровой, пленочной и сорбированной влаги к пробам перед экстракцией добавляли безводный серноокислый натрий (из расчета 1:2,5 - для песка, 1:1,7 – для крупного алеврита, 1:1 - для алевритового и 1,3:1 - для пелитового ила), который образует кристаллогидраты и приводит к осушению пробы. Пробу экстрагировали тремя порциями хлороформа. Экстракты соединяли и упаривали на ротаторном испарителе. Стягивание влаги в кристаллогидраты перед экстракцией исключает параллельную экстракцию углеводов из иловой воды. Подобный способ извлечения при меньшем количестве сульфата натрия, как показали методические опыты [Немировская, 2004], не гарантирует полной экстракции углеводов. Использование механических средств также не обеспечивает количественное извлечение углеводов, так как невозможно обеспечить полное растирание пробы. Применяемый способ экстракции значительно снижает затраты времени (в 3-5 раз), обеспечивая при этом сходимость результатов. Расхождение в параллельных пробах при использовании этого метода с метанол-хлороформенной экстракцией [Методы исследования органического..., 1980] составило +35 %, при воспроизводимости 3 %. При сравнении экстракции хлороформом с методом омыления горячим метанолом [Определение загрязняющих веществ..., 1996; Справочники и руководства..., 1984] ошибка составила +55 %, из-за потери, как показал газохроматографический анализ, легких алканов.

Отдельные углеводородные фракции выделяли методом колоночной хроматографии на силикагеле: алифатических - гексаном, а полиароматических - смесью гексана с бензолом (3:2) [Venkatesan, Kaplan, 1987]. Содержание алифатических углеводородов определяли ИК-методом (в эквиваленте смеси Симмарда: 37,5 % изооктана, 37,5 % гексадекана, 25 % бензола) по полосе 2930 см^{-1} на приборе IR-435 (Shimadzu). Стандарт получен от АОЗТ «Экрос», паспорт ГСО 7248-96. Чувствительность метода - 1 мкг/мл экстракта.

Содержание и состав полиароматических углеводородов определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на приборе Милихром-02; снабженным колонкой Пронтосил-120-5-С₁₈ AQ. В качестве элюента использовали смесь ацетонитрила с водой (75:25). Измерения проводили при 254 нм; идентификацию осуществляли по времени выхода индивидуальных полиаренов, полученных из лаборатории Environmental Protection Agency (США). Содержание каждого арена определяли по градуировочным графикам. В результате были идентифицированы следующие незамещенные полиарены:

фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, трифенилен, хризен, перилен, бенз(а)пирен, 1,12-бензперилен. Метод ВЭЖХ гостирован при определении бенз(а)пирена в питьевых водах (ГОСТ Р.51310-99) и введен в действие постановлением Госстандарта России от 20.08.1999 г. № 269-ст.

Анализ металлов в воде, донных отложениях и ВВР проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборах Perkin Elmer 100, Perkin Elmer 460, Perkin Elmer PinAAcle 500, Perkin Elmer 5000 в пламенном варианте. В качестве образцов сравнения использовали гостированные стандарты - СД01, СД02, СД03. Чувствительность методов зависела от состава проб и изменялась в пределах: Zn, Cu – 0,1-0,2; Ni – 0,5; Pb, Cr - 0,3-0,5; Mo – 1,0; Cd - 0,05-0,1 %. Следует отметить хорошее совпадение результатов анализов, полученных в лаборатории ИПЭС и ИО им. П.П.Ширшова.

Базовая статистическая обработка результатов натуральных измерений и анализов выполнена с помощью Microsoft Excel 2013 (Microsoft, WA, USA), а также программных комплексов IBM SPSS Statistics 22.0 (IBM, Armonk, NY), R (R Core Team, 2021), RStudio (RStudio Inc.; MA, USA) и SigmaPlot 12.3. Перед применением двустороннего дисперсионного анализа, данные предварительно проверялись на нормальное распределение (W-критерий Шапиро-Уилка) и гомоскедастичность. Критерий Шапиро-Уилка обладает наибольшей мощностью по сравнению с другими подходами, реализованными в пакетах по статистической обработке данных, и является наиболее предпочтительным, особенно при небольших выборках. Статистическая значимость всех тестов была принята на уровне $p < 0,05$. Доверительный интервал равнялся 95%.

В качестве примера приведем структуру мониторинга компонент природной среды Коровинского (Обуховского) залива Иваньковского водохранилища (рисунок 1.1). Залив расположен в приплотинной части Дубненского района. Длина залива около 6 км, средняя ширина мелководной части 400 м, глубина - около 1,5 м. Залив образовался в результате затопления русла и поймы р. Полозовка, в современном устье которой расположен наиболее мелководный заросший участок. Берега залива пологие, частично заболочены. Для осуществления мониторинга была создана сеть наблюдательных станций. Наблюдения проводились до проведения работ по реконструкции залива, во время производства работ и после их завершения.

Отбор проб воды, донных отложений и ВВР выполнялся с катера КС100-Д «Поиск», лодки типа «Прогресс» или "Ял" с подвесным мотором "Вихрь-30" или лодки "ЛАС". Использование различных плавсредств вызвано, прежде всего, мелководностью и зарастанием водоема. Пробы воды отбирались батометром (пробоотборной системой ПЭ 1420) фирмы

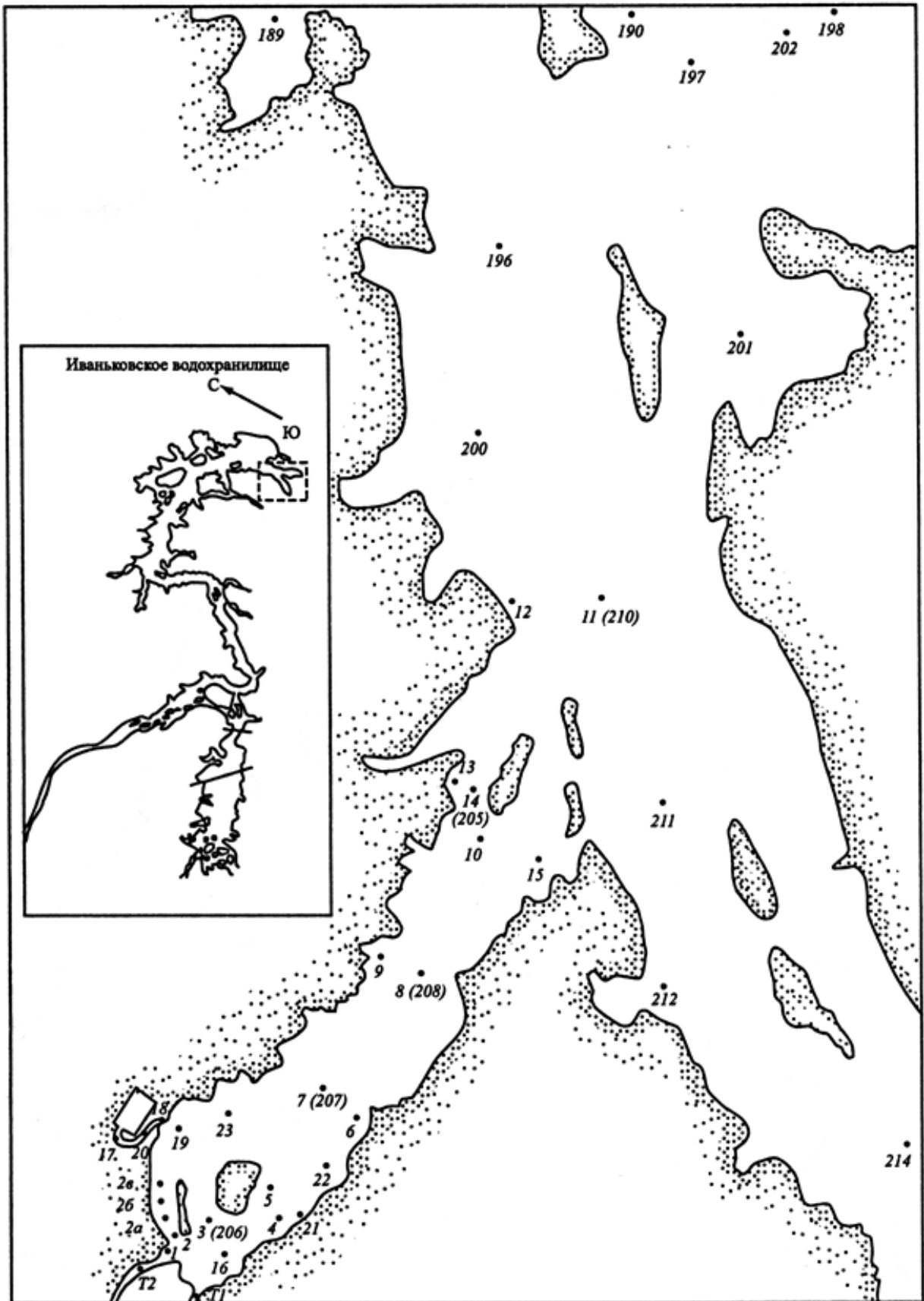


Рисунок 1.1. Карта-схема Коровинского залива Иваньковского водохранилища со станциями отбора проб и измерений

«Экотекникс»: в приповерхностном слое, на расстоянии 0,6 глубины воды и в придонном слое. Общими для экспериментального участка являлись измерения скорости и направления ветра. Проективное покрытие ВВР определялось визуально. Для определения воздушно сухого веса растительности производился укос различных видов с площадки 1 м².

Учитывая различный состав донных отложений и широкий спектр определяемых характеристик, основная масса проб донных отложений была отобрана стратометром с пластмассовой трубкой длиной 40 см или пробоотборниками ГР-91 и ГР-69. С помощью донного щупа ГР-69, выпускаемого серийно, возможно получение небольших колонок (до 30 см) грунтов средней плотности. Донный щуп закрепляется на стандартной гидрологической штанге (ПИ-13 или (ПИ-17), что обеспечивает взятие проб грунта при глубине воды до 6 м. Заборный стакан в вертикальной плоскости свободно вращается на цапфах и имеет противовес. При поднятии на поверхность он автоматически переворачивается нижним концом вверх, что предотвращает выпадение грунта. Дночерпатель ГР-91 также закрепляется на стандартной гидрологической штанге, имеет небольшой ковш, который захватывает грунт и закрывается под действием двух мощных пружин. Учитывая ярко выраженную гетерогенность донных отложений различных участков водохранилища, в некоторых случаях использовался дночерпатель ДЧ-0,025. Отдельные пробы были отобраны плексигласовым отборником колонок грунта конструкции Скогхейма. Следует отметить, что и на других, исследованных нами водных объектах преимущественно использовался стратометр, кроме устьевых участков рек Канады, где мы использовали ручной пробоотборник фирмы Wildco®.

Отбор проб и определение других физико-химических характеристик осуществлялось по створам, на которых располагалось по 4 станции (вертикали). Две станции располагались на расстоянии 50-100 м от берегов в зарослях растительности (у сплавин). Две другие станции - пропорционально на чистоводе.

Первый створ располагался на расстоянии 100 м от земснаряда, второй - 300 м, третий - в месте слияния Обуховского и Домкинского заливов, четвертый - в устье Домкинского залива. Дополнительно две станции располагались непосредственно у земснаряда и в глубоководной части водоема (фарватер) на условной линии, являющейся продолжением Домкинского залива. Дополнительные станции были расположены непосредственно у отстойника, на входе осветляющейся воды в прудок-отстойник и на выходе из него, в месте сброса осветленной воды в залив, на различных участках сплавины, в зарослях тростника обыкновенного (*Phragmites australis*), осоки острой (*Carex acuta*), кувшинки чисто-белой (*Nymphaea candida*), рдестов (*Potamogeton spp.*), хвоща приречного (*Equisetum fluviatile*), телореза алоэвидного (*Stratiotes aloides* L.). Местоположение станций измерений фиксировалось с помощью спутниковой

системы привязки. Координаты станций определялись в формате Всемирной Геодезической системы координат (WGS84) с помощью прибора GPSII Plus фирмы “Garmin”.

Была принята следующая периодичность наблюдений.

1. Перед началом работ по реконструкции залива производилась мензульная съемка, определялись физико-химические характеристики воды, состав и свойства донных отложений, а также состав ВВР во всех створах.

2. Во время производства работ.

а). Первый день работ.

Отбор проб каждые 2 часа (в течении 8 часов) в приповерхностном и придонном слоях у земснаряда, центральных станциях створов (на стрелке), в глубоководной части водоема.

б). Второй - седьмой день, далее 1 раз в неделю в течении всего срока работы земснаряда. Состав наблюдений тот же, что и в п. 2а с периодичностью 1 раз в день.

в). 10, 30, 60, 90-й день после начала работы земснаряда - проведение детальной съемки аналогично п.1.

3. После прекращения работы земснаряда.

Отбор проб воды:

а) в предледоставный период (ноябрь);

б) в период ледостава (январь);

в) в предполоводный период во время сработки водохранилища (февраль);

г) в половодье (апрель).

Состав наблюдений и места отбора проб те же, что и в п.2б.

1.2. Факторы, определяющие зарастание водотоков и водоемов

Зарастание водных объектов - это процесс захвата их открытой водной поверхности и дна сообществами макрофитов [Экологическое состояние малых..., 2003]. Природные процессы в зарастающих водотоках и водоемах следствие сложного нелинейного взаимодействия трех основных групп факторов, характеризующих водные массы, ложе водоема и ВВР (рисунок 1.2). Ложе водного объекта характеризует его геолого-геоморфологическая структура, конфигурация берегов, физические и химические свойства донных грунтов, что отражается на динамике и свойствах водных масс, видовом составе и структуре растительности. В свою очередь, водные массы, являясь наиболее динамичным абиотическим фактором, влияют на характер перемещения наносов, размыв берегов, питание растительности и вынос продуктов ее

жизнедеятельности, а также оказывают существенное механическое воздействие на последнюю. Растительность сдерживает размыв берегов, способствует задержанию наносов, гашению гидродинамических процессов, влияет на изменение химического состава воды и донных отложений. Абиотические факторы, конкурентные взаимоотношения в растительном сообществе, его видовой состав и соотношение жизненных форм, густота, состояние, местоположение, неспецифический отклик на влияние загрязнителей и защитные механизмы создают на мелководьях водных объектов чрезвычайно сложную гетерогенную систему с множеством обособленных экологических ниш.

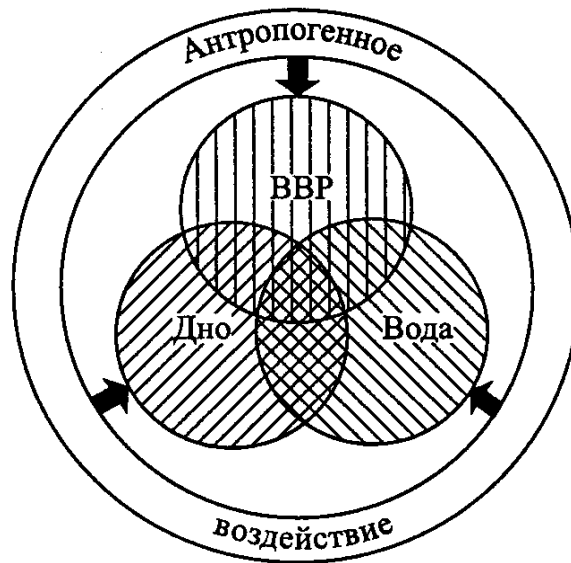


Рисунок 1.2. Принципиальная схема взаимодействия основных сфер, определяющих характер и направленность процессов в зарастающих водотоках и водоемах

Можно выделить несколько причин, абиотических, биотических и антропогенных факторов образования мелководий и их зарастания. Прежде всего, это следствие закономерных гидролого-морфологических процессов возникновения отмелей в результате переработки берегов, меандрирования рек, движения побочней, отложения и переотложения наносов в водоемах и устьевых областях. При этом в реках существует равновесное состояние, то есть такое состояние, когда чередуются мелководные и глубоководные участки. Растительность колонизирует отмели и в большинстве случаев ускоряет их развитие. Наблюдается положительная обратная связь между количеством растительности и скоростью роста отмелей.

Для рек различных порядков преобладающие факторы, вызывающие зарастание, различны, однако, во всех случаях определяющей является скорость движения воды, которая, в

свою очередь, зависит от водности реки. Несмотря на очевидную важность скорости движения воды в определении статуса сообществ макрофитов в равнинных реках, относительно мало что известно о природе процессов, контролирующих эту взаимосвязь. Особенно не хватает количественных знаний об обратной связи между ростом макрофитов и скоростью воды [Franklin, Dunbarb, Whitehead, 2008]. В то время как плотность и расположение растительности в различной степени влияют на скорость потока воды, последний оказывает прямое механическое (растяжение, разрыв, вырывание) и опосредованное влияние (изменения в газообмене, распределение донного материала, взмучивание наносов) на рост водных растений. Скоростная структура потока воды и, связанная с ней транспортирующая способность, влияют на смыв семян с прибрежной зоны и пойм, особенно в паводок, их перенос, отложение и накопление в местах со слабым течением, тем самым способствуя формированию особенностей распределения растительных сообществ [Curnell et al., 2008].

Совершенно незаросшими или заросшими очень мало являются реки с быстрым течением, препятствующим развитию в них высших растений. Очень бедна растительность рек холодных, а также сильно затененных лесных рек и ручьев, болотных водотоков с высокоцветными и кислыми водами. Из-за затенения более высокими растениями исчезают популяции рогоза малого (*Typha minima*) и он стал исчезающим видом в альпийской части р. Рейн (Германия), хотя ранее этот вид был широко распространен вдоль быстрых альпийских рек [Galeuchet, Holderegger, 2005]. Плохо зарастают реки с высокой мутностью воды, особенно, антропогенного происхождения [Экологическое состояние малых..., 2003]. В мутноводных реках Средней Азии растет только тростник, на который мутность не оказывает большого влияния. Аналогичная картина наблюдается на р. Иордан (Израиль).

Для малых рек типичной ситуацией является их обмеление и заиление. Возможны два варианта развития процесса зарастания. В первом случае на широких мелководных участках происходит сужение и врезание русла, в результате чего обнажаются отмели между коренным берегом и новым руслом, которые затем колонизируются ВВР. Во втором случае, при скоростях движения воды меньше скорости взмучивания и переноса илистых частиц, происходит постепенное заиление по всей ширине водотока. При уменьшении глубин воды до 2 м и скоростях течения менее 0,1 м/с на дне водотока поселяются виды погруженной ВВР, как правило, рдесты, способные выдерживать значительные скорости течения воды. Одновременно происходит расширение зарослей прибрежной ВВР и ее продвижение в сторону фарватера. Основным видом воздушно-водной растительности, способным выдержать значительные перепады глубин и скоростей течения воды, является тростник.

Характерными особенностями средних равнинных рек являются широкая пойма, процесс меандрирования реки, образование стариц, заводей, пойменных озер, низинных болот. Так, к примеру, только на территории Клязьминского заказника в пойме р. Клязьмы площадью 3000 га расположено 67 крупных и средних озер (площадью от 5 до 45 га), 19 небольших (площадью 0,1 - 0,9 га) и до 100 более мелких пойменных озер. Старицы и озера находятся в разной степени зарастания и заболачивания. Аналогичная ситуация наблюдается на Фаустовской пойме р. Москвы, с той лишь разницей, что часть пойменных озер осушена. Большое количество сильно зарастающих стариц находится на Дединовско-Белоомутской пойме р. Оки [Водно-болотные угодья..., 2000]. Выполненное сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН в 1999-2002 годах обследование 135 ручьев, малых и средних рек Верхнего Поволжья показывает, что только 55 из них являются незаросшими, почти незаросшими или очень слабо заросшими, 50 – слабо или умеренно заросшими, 26 водотоков имеют степень зарастания более 40 % [Экологическое состояние малых..., 2003].

На крупных реках, таких как Волга, чаще всего, зарастают устьевые участки притоков, отмели у осередков, заводи и косы. Наиболее заросшими являются устьевые области этих рек, которые могут занимать огромные территории и иметь сложную гидрографическую сеть, состоящую из постоянных и временных водотоков и водоемов различной степени зарастания. Устьевые области Волги, Дона, Кубани и Днепра имеют крупные плавневые массивы. Более половины территории Волго-Ахтубинской поймы, дельты, отмелей зоны устьевого взморья Волги и западных подстепных ильменей занимают природные комплексы, в состав которых входит ВВР (рисунок 1.3). Только в отмелей зоне устьевого взморья воздушно-водная и погруженная растительность занимает площадь около 8 тыс. км², то есть более 70% ее территории. Здесь же наблюдается наибольшая биологическая продуктивностью и биоразнообразие. Особенностью зарастания морских устьев рек является влияние на характер зарастания уровня и гидродинамических процессов в приемном водоеме.

Своеобразна растительность рек, дренирующих песчаные четвертичные отложения, а также растительность участков рек, расположенных в долинах более крупных водотоков, притоками которых они являются. Такие реки очень активно меандрируют, у них легко размываются берега, многочисленны перекаты, которые, к тому же, постоянно перемещаются. При слабой минерализации воды они почти не зарастают, при средней и повышенной минерализации зарастают умеренно, иногда (на отдельных участках) значительно, но их растительность слабо сформирована, имеет зарослевый характер [Экологическое состояние малых..., 2003].

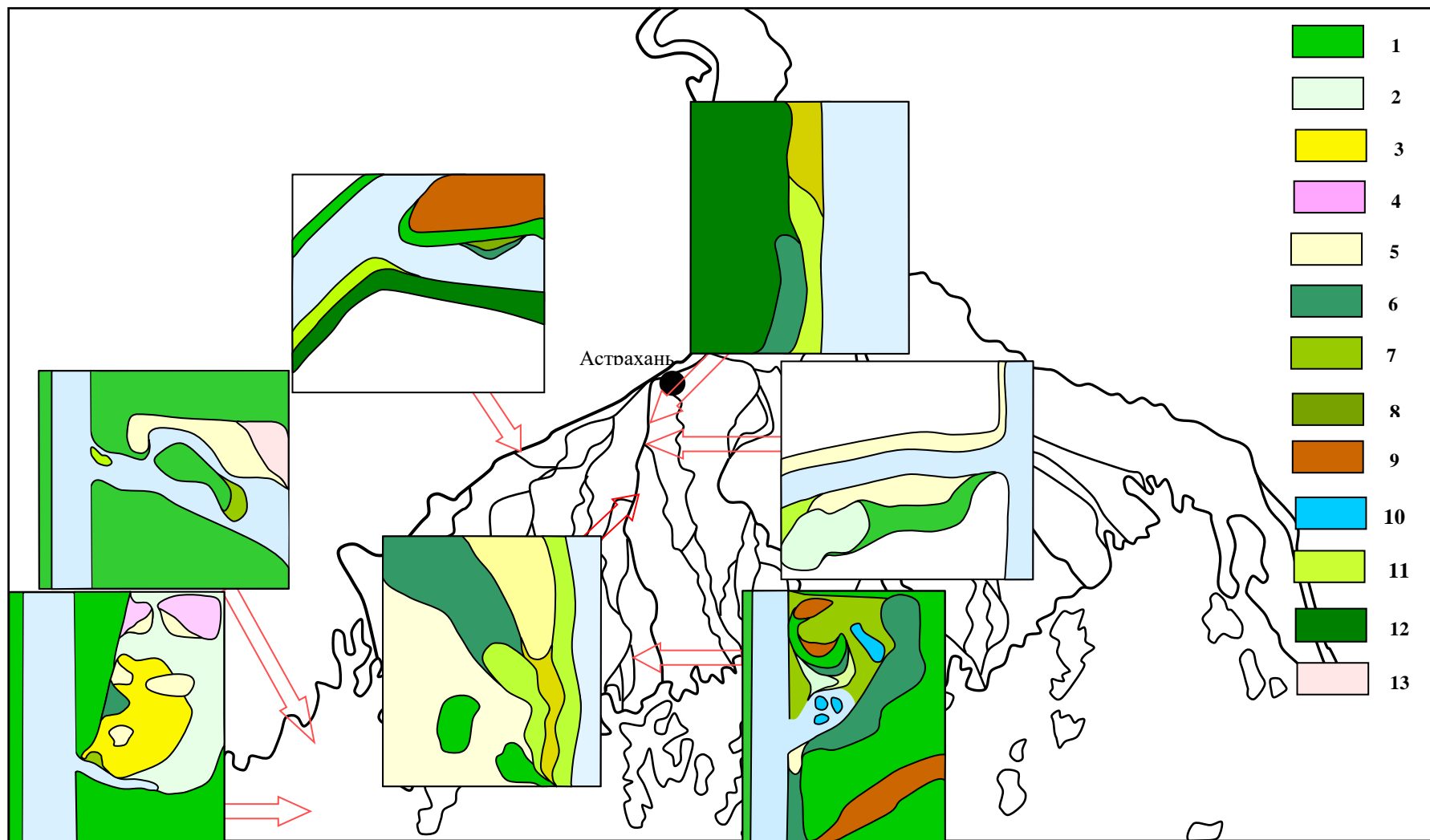


Рисунок 1.3. Карты-схемы зарастания различных участков устьевой области Волги

1 - тростник обыкновенный; 2 - чилим; 3 - водокрас обыкновенный; 4 - лотос орехоносный; 5 - ежеголовник прямой; 6 - рогоз узколистный; 7 - рдест пронзеннолистный; 8 - рдест плавающий; 9 - ива; 10 - кувшинка чисто-белая; 11 - кубышка желтая; 12 - камыш; 13 - сусак зонтичный

Зарастание водоемов – естественный процесс. Типичный ход сукцессии в озере - это переход его от олиготрофного состояния через стадию мезотрофии в эвтрофное. В озере в ходе его развития увеличивается мощность донных отложений, оно мелеет, зарастает и рано или поздно превращается в болото. Ныне существующие озера, расположенные в окружении болот, как правило, мелкие, на их дне сформировались мощные толщи озерного ила (сапропеля), берега покрыты растительностью, подходы к ним из-за болот нередко отсутствуют. Озера стареют. На глазах живущего поколения отмирает оз. Неро у Ростова Великого [Маслов, 1998], на многих участках мелеет оз. Селигер. За последние десятилетия прибрежная полоса оз. Селигер заросла плотным поясом тростника обыкновенного шириной 10-50 м, что создало целый ряд проблем в зонах рекреации. Такие же процессы мы наблюдали на озерах Бологое и Заверховье.

Для озер естественными факторами развития и распределения растительных группировок являются: гидрологический и гидродинамический режим, прозрачность воды и ее химический состав, строение литорали, характер грунта, термический режим и промерзание водоема. Развитие ветрового волнения на небольших озерах тесно связано с облесенностью берегов, ослабляющей скорость ветра и создающей благоприятные условия для формирования водной растительности. Вместе с тем сплошное облесение берегов создает затенение водной поверхности и оказывает отрицательное влияние на развитие макрофитов [Чернов, 1947].

Зарастаемость озер увеличивается с уменьшением их глубины и соответственно увеличением площади литорали. В Карелии малые мелководные (средняя глубина менее 2 м), хорошо прогреваемые озера имеют зарастаемость 39-86 %, а крупные и относительно глубокие (глубина до 5 м) – 6-12 % [Фрейндлиг, 1988; Экология зарастающего озера..., 1999]. Естественными факторами усиления зарастания озер являются понижение их уровня в результате колебаний климата или русловые деформации на вытекающем из озера водотоке.

Предельная освещенность для развития макрофитов находится на отметке 300 лк. При прозрачности воды 0,5 м по диску Секки на глубине 5 м освещенность составляет 135 лк. Это обстоятельство является основным лимитирующим фактором развития макрофитов в западном секторе Северного Каспия [Ушивцев, Чиженкова, 2004]. Мутные волжские воды сюда поступают по основному рукаву дельты Волги – Бахтемиру и его продолжению – Волго-Каспийском каналу. В какой степени мутность воды может влиять на глубину распространения макрофитов можно судить по данным 6 пресных и солоноватых озер Германии, где харовые водоросли (*Chara aspera*) распространены на глубину от 30 см до 6 м в зависимости от мутности воды. При этом длина побегов была связана с доступностью света. Благодаря удлинению побегов доступность света намного выше на верхней части растения, чем на дне, в

слоях с мутной водой [Blindow, Schutte, 2007]. Повышение мутности воды может привести к угнетению и сокращению биомассы ранее широко распространенных макрофитов, как это имело место в Венецианской лагуне, где в период 1980-2003 гг. широко распространенная в прежние времена нанозостера (*Nanozostera noltii*) регрессировала из-за повышения мутности воды и нарушения ее биотопов [Sfriso, Facca, 2007].

Характер грунтов литорали определяет уровень достатка питательных веществ для развития ВВР и способность растений к укоренению. Например, каменистый грунт литорали отдельных озер Кольского полуострова [Волкова, 1968] и очень плотные отложения в некоторых озерах Латгальской возвышенности [Денисова, 1988] не дают возможности укорениться растениям и препятствуют распространению зарослей. Такая же ситуация возникает, если литораль сложена жидкими илами [Экология зарастающего озера..., 1999] или существует периодическая волновая подвижка грунтов, представленных фракциями песка и мелкобитой ракушки. Поверхностный слой таких грунтов в результате интенсивного волнения совершает колебательные движения, что не позволяет макрофитам закрепляться на нем [Ушивцев, Чиженкова, 2004]. По нашим данным, именно подвижка грунта, вызванная ветровыми и судовыми волнами, препятствует укоренению ВВР и зарастанию прибрежных отмелей Иваньковского водохранилища непосредственно у уреза воды, что является основной причиной формирования полос из тростника на удалении 3-10 м от береговой линии. Более того, острые края неокатанных фракций грунтообразующего материала, перемещающегося в волнобойной зоне, могут вызывать механические повреждения мягких побегов ВВР. Появление новых видов погруженной растительности в озерах средней полосы России, как правило, связано с заилением песчаных грунтов [Миронова, 1976].

Значительное влияние на степень зарастания водораздельных озер оказывает природно-климатическая зональность. Для растительного покрова водоемов тундры и лесотундры характерны крайняя бедность их флористического и синтаксономического состава, а также очень низкие величины степени и интенсивности зарастания. На порядок богаче флористический и синтаксономический состав растительности и выше ее продуктивность на водораздельных озерах таежной зоны, в полосе широколиственных лесов и в лесостепных районах. Причем озера таежной зоны наиболее разнообразны по своему трофическому статусу. Далее к югу естественная трофность озер повышается, и это сопровождается понижением разнообразия растительного покрова, но повышением его продукции. Следует отметить, что пойменные озера по сравнению с водораздельными отличаются более богатым флористическим и синтаксономическим разнообразием и повышенной продуктивностью фитоценозов той же природной зоны, того же ландшафтного окружения. По сравнению с водораздельными, это

короткоживущие водоемы, что связано с высокими скоростями зарастания и осадконакопления [Экологическое состояние малых..., 2003].

Мощным фактором, вызывающим зарастание водных объектов и изменение характера внутриводоемных процессов, является деятельность человека, как на водоеме, так и на водосборе. Канализация рек, строительство каналов и дренажных канав, создание водохранилищ, прудов, отстойников сточных вод, переездов через реки, создают множество слабопроточных мелководных зон и нарушают равновесное состояние водотоков. Так только в бассейне р. Волги созданы и эксплуатируются 716 водохранилищ. Зарастанию водотоков и водоемов способствует их обмеление как результат сведения лесов, распашки водосборной площади, забора воды на хозяйственные нужды, осушения болот, перераспределения и стабилизации жидкого стока во времени, сглаживания пиков, распластывания волн половодий и паводков, уменьшения скоростей течения и мутности воды на зарегулированных реках, что приводит к образованию илов и препятствует выпаживанию прошлогодней растительности со льдом.

Фундаментальной работой, в которой всесторонне анализируются условия и этапы зарастания каналов, является монография «Управление качеством воды в каналах» [Оксиюк, Стольберг, 1986]. Было установлено, что формирование субстрата и зарастание его ВВР определяются характером первичного грунта, параметрами поперечного сечения русла (особенно крутизной откосов), скоростью течения воды и ее прозрачностью. Свойственный каналам правильный поперечный профиль обуславливает наличие доступных для зарастания мелководий вдоль обоих берегов по всей длине канала. Ширина мелководной зависит от крутизны откосов. При средней мутности и скорости течения 0,6-0,7 м/с глубина произрастания ВВР в магистральных каналах составляет 1,2-1,5 м (Северо-Крымский канал, канал Северский Донец-Донбасс, Каракумский канал), в каналах с прозрачной водой (2 м и более) и небольшой проточностью (до 0,3 м/с) она может превышать 3-4 м (канал Днепр-Донбасс, канал Мидл Ривер (Middle River Canal, Флорида, США)). Повышенная мутность воды и скорость течения более 0,7 м/с ограничивают глубину произрастания ВВР до 0,8-1,0 м (Ингулецкий и Невинномысский каналы, оросительные каналы Средней Азии). Глубина распространения погруженной ВВР, как правило, ограничивается удвоенной прозрачностью воды (рисунок 1.4).

В каналах с грунтовым ложем и с облицованными откосами темпы зарастания и пути формирования зарослей различны. В необлицованных каналах становление субстрата для поселения растений начинается сразу же после заполнения их водой и продолжается один-два года. В облицованных каналах развитие ВВР в значительной мере обусловлено степенью облицованности откосов искусственными покрытиями и интенсивностью аккумуляции насосов



Рисунок 1.4. Заращение погруженной ВВР канала Мидл Ривер (Middle River Canal, Флорида, США)

на облицовке. В каналах с полосовым креплением откосов щебнем, последний заиляется довольно интенсивно, вследствие размывания необлицованной части откосов и дна. Для таких каналов поселение первых растений отмечается на второй год после заполнения канала водой, а на четвертый-пятый год растительность в канале занимает обширные площади. В каналах с полной облицовкой откосов щебнем процесс аккумуляции наносов на облицовке протекает

медленно. В связи с этим появление первых растений на откосах приходится на третий-пятый год, а интенсивное зарастание канала - только на седьмой-девятый год его эксплуатации. В каналах с бетонированными откосами по всему сечению создаются наименее благоприятные условия для поселения и вегетации растений. Здесь они развиваются в местах отложения илов или повреждения бетонной облицовки [Оксиюк, Стольберг, 1986].

Выделяют несколько этапов формирования растительного покрова каналов: первый (1-3 года) - появление на откосах отдельных экземпляров ВВР; второй (2-5 лет) - появление пятен зарослей и третий (5-10 лет) - формирование поясов растительности. Для необлицованных каналов характерно формирование вначале двух поясов - прибрежного пояса воздушно-водной и пояса погруженной растительности. В облицованных каналах в этот период формируется только пояс погруженной растительности, а у берега поселяются отдельные представители воздушно-водных растений. На четвертом этапе происходит смена фитоценозов в пределах образовавшихся поясов. В необлицованных каналах увеличиваются площади зарослей воздушно-водной растительности. Погруженная растительность с течением времени (через 6-8 лет) утрачивает свое значение и встречается в основном у берега в разрывах пояса воздушно-водных растений. В облицованных каналах смена фитоценозов в пределах пояса погруженной растительности происходит длительное время (несколько десятилетий), пока поселившаяся у берега воздушно-водная растительность не придет ей на смену.

Флористический состав ВВР каналов формируется в значительной мере за счет биофонда источников питания. Растительный покров сравнительно однообразный. В условиях умеренного климата, как правило, наиболее жизнеспособными и конкуренто-выносливыми в каналах являются тростниковые заросли. В необлицованных каналах отдельные куртины тростника появляются на третьем году эксплуатации, к 8-10 годам они разрастаются и образуют пояс, занимающий около 30 % береговой линии. Формирование зарослей тростника в необлицованных каналах в основном завершается в течение 15-20 лет [Оксиюк, Стольберг, 1986]. В теплом тропическом климате широкое распространение получают погруженные виды ВВР. В обследованных нами искусственных водных объектах Южной Флориды (США) преобладающим макрофитом была валлиснерия американская (*Vallisneria americana* Michx.), которая является нативным видом этой территории и может сплошным ковром покрывать все русло водотока (см. рисунок 1.4), а на мелководьях ее листья достигают поверхности воды и плавают по ней.

Дренажные канавы осушительных систем начинают интенсивно зарастать уже через 5 лет эксплуатации. Для магистральных каналов формирование пояса прибрежной воздушно-водной растительности (обычно из тростника и рогоза) занимает 5-10 лет. По данным многолетних

натурных наблюдений автора, за 30 лет эксплуатации живое сечение каналов мелиоративной сети на северо-западе Украины в бассейне р. Горынь уменьшилось в 1,5-2 раза. Аналогичная ситуация складывается на большинстве мелиоративных систем Европейской части России, имеющих аналогичный возраст эксплуатации.

Обширные мелководья, образовавшиеся в результате затопления пойм и надпойменных террас характерны для многих равнинных водохранилищ (таблица 1.1). На водохранилищах Волжско-Камского каскада они занимают более 5 тыс. км². Нередко в зону затопления попадают пойменные озера, болота, луга, пахотные земли, плодородный слой почвы которых способствует быстрой колонизации мелководий ВВР. Особенно быстро зарастают заливы, отмели вокруг островов и зона выклинивания подпора. В последующие годы после затопления, в результате интенсивной переработки берегов, образуются прибрежные отмели, которые также колонизируются ВВР, прежде всего, воздушно-водной. Прогрессирующему зарастанию способствуют изрезанность береговой линии, малые колебания уровня воды в вегетационный период, низкая мутность воды, по сравнению с бытовыми условиями, высокая прозрачность воды, малые скорости течения, хорошая прогреваемость водной толщи и грунтов дна.

Исследуя характер и интенсивность зарастания днепровских водохранилищ, авторы работы [Растительность и бактериальное..., 1989] показали, что основными факторами зарастания крупных водохранилищ являются степень защищенности мелководий от ветро-волнового воздействия, глубина, специфика уровенного режима, скорость прекращения абразионных процессов берегов, географическое положение, возраст, особенности морфометрии водохранилищ, характер исходных биотопов, в частности особенности рельефа и грунтов, физико-химические свойства воды. Названные факторы действуют в совокупности, выявить роль каждого из них отдельно в естественных условиях практически невозможно.

Ветро-волновое воздействие является лимитирующим фактором в процессах зарастания открытых мелководий, сформировавшихся на затопленных вторых террасах и на пойме. Возникающая под действием ветровых волн дестабилизация поверхностного слоя отложений существенно мешает образованию устойчивых биокомплексов. Уже при скорости движения воды в придонном слое 0,02 м/с происходит перемещение частиц грунта и перетирание корневой системы ВВР. Крупные массивы, слабо зарастающих по этой причине мелководий, имеются почти на всех волжских и днепровских водохранилищах.

Важными факторами, определяющими характер зарастания мелководий водохранилищ, являются режим колебания уровней и связанные с ним колебания глубин воды. Нижняя граница распространения растительности в водохранилищах проходит в основном по 2,5-метровой изобате. Это связано, как с экологическими особенностями ВВР, так и с глубиной

проникновения света в водохранилищах. Даже устойчивые многолетние заросли тростника, постоянно произрастающие на глубинах до 2 м, при повышении глубин воды до 2,5-3,0 м начинают деградировать. Такую ситуацию мы наблюдали на внешнем крае отмелей зоны устьевого взморья Волги при поднятии уровня Каспийского моря. Предельная глубина распространения погруженных укореняющихся гидрофитов составляет 5-6 м.

Таблица 1.1. Степень зарастания водохранилищ волжского и днепровского каскадов [Волга и ее..., 1978; Иванова и др., 2000; Ляшенко, 1995; Растительность и бактериальное..., 1989; Тимченко, 2006]

Водохранилище	Годы затопления	Площадь водного зеркала при НПУ, км ²	Площадь мелководий		Площадь зарастания		
			км ²	% от площади водохранилища	км ²	% от площади водохранилища	% от площади мелководий
Иваньковское	1937	327	157	48,0	85	26,0	54,3
Угличское	1940	249	89	35,7	12	5,0	13,5
Рыбинское	1941-1947	4550	950	20,9	146	3,2	15,4
Горьковское	1955-1957	1591	368	23,1	22	1,4	6,0
Куйбышевское	1955-1957	5900	1035	17,5	79	1,2	7,6
Саратовское	1967-1968	1830	329	17,9	7	0,4	2,1
Волгоградское	1958-1960	3120	565	18,1	32	0,9	5,7
Киевское	1965-1966	922	369	40,0	132	14,3	35,7
Каневское	1973-1975	630	154	24,4	65	10,4	42,2
Кременчугское	1960-1961	2250	415	18,4	155	6,9	37,3
Днепродзержинское	1963-1964	567	178	31,4	55	9,7	30,1
Запорожское	1934-повторно 1947	410	147	35,8	45	11,0	30,6
Каховское	1955-1956	2150	108	5,0	45	2,1	41,7

Колебание уровней воды в вегетационный период влияет на скорость, интенсивность, степень и тип зарастания водоемов. Так, на Иваньковском водохранилище в первые 10 лет его существования амплитуда колебаний уровня воды в вегетационный период достигала 2,0-2,5 м, что приводило к обсыханию мелководий и тормозило зарастание водоема. Начиная с 1970 г. регулирование уровня воды водохранилища осуществляется таким образом, что колебания

уровня в вегетационный период происходят у отметки НПУ, в результате чего, мелководья оказываются постоянно обводненными, за исключением короткого периода зимней сработки. Именно стабилизация уровня в вегетационный период явилась решающим фактором интенсивного зарастания и дальнейшего заболачивания мелководий Иваньковского водохранилища до 54,3 % в настоящее время [Тихомирова, Тихомиров, 1991; Тихомиров, 2011]. Этому безусловно способствовало затопление многих естественных болот и стабилизация процессов переработки берегов.

Противоположная ситуация наблюдается на водохранилищах переменного весеннего наполнения. В этом смысле показательным является Куйбышевское водохранилище, где ежегодные колебания уровня воды в вегетационный период обычно достигают 2,5-3,0 м. Растительный покров этого водохранилища не имеет строгой зональности, а остается пятнистым и подавленным на отдельных участках [Голубева, Папченков, Шпак, 1990]. Аналогичные закономерности наблюдаются на Цимлянском водохранилище, где за лето уровень падает на 1,5-2,5 м [Потапова, Мосолов, 1961]. Вместе с тем, наблюдения на Куйбышевском водохранилище показывают, что перемены в гидрологическом режиме лишь на первых порах угнетающе действуют на фитоценозы, сложившиеся в иных условиях. Затем начинаются перестройки растительного покрова и активное его функционирование в новых условиях: на месте исчезнувших сообществ появляются и активно разрастаются новые, более устойчивые к колебанию уровня воды [Папченков, 1999].

Значительные колебания уровня воды в вегетационный период благоприятствуют развитию воздушно-водной растительности и ограничивает распространение погруженной. Именно наличие летне-осенней сработки обусловило резкое преобладание воздушно-водной растительности в большинстве днепровских водохранилищ. Погруженная растительность занимает более или менее значительные площади в Запорожском, Днепродзержинском и Киевском водохранилищах на р. Днепр, Чебоксарском водохранилище на р. Волге и Нижнекамском водохранилище на р. Каме, характеризующихся относительно постоянными уровнями в течение вегетационного периода. При этом, как и в озерах, по мере продвижения со средней полосы на юг растительный покров водохранилищ становится более однообразным, из его состава выпадают осочники, манничники, кувшинковые, горцевые, телорезовые и некоторые другие сообщества, зато значительно возрастает роль тростниковых зарослей. По мере продвижения к югу наблюдается возрастание фитомассы на 1 м² площади зарослей в основных сообществах воздушно-водной растительности [Папченков, 1999; Растительность и бактериальное..., 1989].

Степень зарастания водохранилищ зависит от времени их существования. Это связано, как с периодом интенсивной переработки берегов в средних и нижних частях водохранилищ, так и с формированием слоя донных грунтов с достаточным количеством питательных веществ для развития ВВР. Немаловажна роль исходных биотопов. Затопленные болота, старицы, пойменные озера являются очагами расселения макрофитов. Чем старше водохранилище – тем более заросшим оно оказывается. Сукцессионные изменения происходят в основном по пути вытеснения ценотически слабых сообществ и формированием на значительных площадях относительно устойчивых, ценотически мощных сообществ, достигших в продукционном отношении показателей, близких к оптимальным. Как показывают современные процессы зарастания Иваньковского водохранилища, значительное влияние на общий характер зарастания, даже такого старого водоема, со сформировавшимся растительным покровом, может оказать вселение инвазивных видов ВВР или распространение видов, площадь которых сократилась в результате изменения гидрологического режима и хозяйственной деятельности.

Аналогичные процессы наблюдаются и в озерах. Отмечено, что в Чивыркуйском заливе оз. Байкал, в глубоко врезанных бухтах, на мягких грунтах элодеи канадская (*Elodea canadensis* Michx.) вытесняет аборигенную растительность. Пространственное распределение элодеи обусловлено абиотическими факторами: ветро-волновой активностью, характером донных отложений, температурой и прозрачностью воды [Базарова, Пронин, 2007]. Бурное развитие элодеи канадской уже десятилетия наблюдается в водоемах Татарстана, особенно в проточных, имеющих постоянный приток карстовых вод, богатых кальцием или же подверженных постоянному органическому загрязнению [Шакирова, Салахутдинов, 2007].

Временной ход зарастания долинных водохранилищ крупных рек можно проследить на примере Волгоградского водохранилища, являющегося характерным для волжского каскада. После создания Волгоградского водохранилища, на отрезке от г. Маркса до г. Балаково (верхний участок водоема) были затоплены лишь самые низкие участки поймы. Здесь водохранилище сохраняет конфигурацию старого русла р. Волги, отличается наименьшей шириной, малыми глубинами, повышенными скоростями течения воды, близкими к прежним речным. На участке между г. Маркс и г. Саратовом сосредоточены наиболее крупные мелководные массивы. Это зона выклинивания подпора. Реки, впадающие в Волгу на верхнем участке водохранилища, были затоплены незначительно и мало изменили свой облик, то есть очаги распространения макрофитов здесь были в непосредственной близости от вновь образовавшихся мелководий. Аналогичные участки имеются и на многих других водохранилищах, например, участок в верховьях Иваньковского водохранилища в районе г. Тверь до с. Перемерки имеет характерные черты р. Волги до ее зарегулирования. Ниже, до о.

Низовка, расположена зона выклинивания подпора с обширными мелководьями. Отсутствуют такие участки лишь на водохранилищах, входящих каскад, когда кривая подпора нижележащего водохранилища достигает плотины вышележащего.

На Волгоградском водохранилище, с первых же лет его существования началось интенсивное зарастание мелководий, и уже на третьем году на них имелся вполне сформировавшийся растительный покров, образованный стрелолистом стрелолистным (*Sagittaria sagittifolia* L.), клубнекамышом морским (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla), ежеголовником ветвистым (прямым) (*Sparganium erectum* L. (*S. ramosum* Huds.)), а также небольшими куртинами рдеста пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus* L.) и горца земноводного (*Persicaria amphibia* (L.) S.F.Gray (*Polygonum amphibium* L.)). По-видимому, интенсивному зарастанию также способствовал относительно теплый климат в этом регионе. На девятом году существования водохранилища растительность в его верховьях была сформирована, равномерно расположена, с отчетливыми поясами, в зависимости от нарастания глубин воды. Формирование растительного покрова в этой части водоема началось раньше, чем в других его частях. Наличие фитоценозов телореза алоэвидного и больших площадей, занятых нимфейными, типичных для пойменных озер, свидетельствует о том, что формирование растительного покрова в этой части водоема близко к своему завершению [Экзерцев, 1973].

Средний же участок Волгоградского водохранилища (от г. Саратова до г. Камышина), расположенный на территории с более засушливым климатом, характеризуется полным или частичным затоплением поймы, следовательно, все возможные очаги распространения макрофитов здесь были уничтожены, формирование растительного покрова началось позднее и все еще отстает в своем развитии от верховьев водоема. В целом, по длине участка, ширина зарослей варьирует от 5 до 20 м и достигает глубины до 3,0 м. Пояс воздушно-водных растений фрагментарный и состоит из одновидовых зарослей рогоза узколистного или тростника шириной до 5 м. Причинами, сдерживающими дальнейшее распространение макрофитов в мелководной зоне правого берега, являются большая глубина, ветро-волновой фактор, абразионные процессы берегов. На участках, расположенных в селитебной и промышленной зонах, заметное сдерживающее влияние оказывает антропогенный фактор [Седова, 2007].

Из общей картины зарастания среднего участка Волгоградского водохранилища явно выпадает Красноярско-Черобаевская пойма, расположенная на площади около 55 км² в левобережной части водохранилища, где за последние 20-25 лет наблюдается лавинообразное зарастание. Первые очаги зарастания появились на пойме примерно 20 лет назад, а уже в 2008 г. пойма заросла более чем на 80 %, что привело к потере ее рыбопродуктивности (рисунок 1.5). По-видимому, существовал некоторый «инкубационный» период формирования благоприятных

условий для начала интенсивного зарастания этой территории: вертикальный рост отмелей в результате переработки берегов; формирование прирусловых валов (грив), в результате чего происходит обмеление входных участков протоков и их заиление; накопление питательных веществ в грунте, возникновение очагов зарослей тростника, под прикрытием которого начали бурно развиваться другие виды ВВР. Следует отметить, что процессы переработки берегов и вдольберегового переноса наносов на Волгоградском водохранилище протекают довольно интенсивно. Левый берег разрушается в среднем 3,5 м/год, правый – около 1 м/год.



Рисунок 1.5. Зарастание Красноярско-Черebaевской поймы Волгоградского водохранилища

Еще в большей степени процесс вдольберегового переноса наносов характерен для нижней части Волгоградского водохранилища (от г. Камышин до плотины), что приводит к ухудшению водообмена между заливами и чашей водохранилища в результате образования устьевых подводных грив, способных, в итоге, полностью изолировать заливы. Такая ситуация в 2000-х годах сложилась в заливах Сухая балка и Мочаги, расположенных на левом берегу водохранилища, и частично в устье р. Камышеваха. В устье этих заливов образуются валы шириной 60-200 м, глубина воды над которыми достигает всего 0,1-0,5 м. Хотя этот участок водоема продолжает оставаться наименее заросшим (прибрежные полосы тростника 5-50 м,

фрагментарное зарастание рогозом узколистым, рдестом пронзеннолистным и валлиснерией спиральной (*Vallisneria spiralis* L.)), существует потенциальная опасность интенсификации процессов зарастания заливов в случае продолжения обмеления их устьевых участков. В этом случае заливы будут потеряны как нерестилища и места нагула молоди рыбы.

По мере развития растительного покрова водохранилищ, начинают происходить процессы заболачивания, что на определенном этапе находит свое проявление в образовании сплавин. На ранних стадиях зарастания водохранилищ причинами сплавинообразования могут быть: отчленение отдельных кусков от наружного края старых болотных торфяников, всплывание или вспучивание отдельных участков тростниковых и рогозовых торфяников, образование сплавин в результате захламления поверхности воды растительными остатками, что создает субстрат для укоренения некоторых видов ВВР. Кроме того, в водохранилищах наблюдается формирование новых сплавин за счет нарастания большой, слабо разлагающейся растительной массы. Образование последних происходит при относительно постоянном уровне воды в водоеме, значительной заболоченности водосборной площади, застойных явлениях на мелководьях, образовании большой растительной массы, наличии корневищной растительности. Наиболее интенсивно эти процессы протекают в более северных водохранилищах лесной зоны, но отмечаются они и в южной степной зоне [Растительность и бактериальное..., 1989].

Процессы и масштабы возможного сплавинообразования хорошо видно на примере Иваньковского водохранилища, существующего уже более 80 лет. В последние четыре десятилетия для водоема характерно заболачивание огромных площадей литорали, особенно, верховьев заливов и межостровных проток. Развитие сплавинообразования началось через 25-30 лет после создания водохранилища. Наиболее распространены сплавины манниковые, хвощовые, тростниковые, кроме того, встречаются рогозовые, телорезовые, айрные и разнотравно-осоковые. Наблюдается сплавинообразование и в густых, существующих продолжительное время, посадках риса дальневосточного (*Zizania latifolia*). Большая часть уже образованных сплавин находится в заливах и заостровных пространствах Иваньковского плёса, занимая площадь в 11,8 км² (48,8 % от площади зарастания). Зарастание водоема не стабилизировалось, как предполагалось ранее, а продолжается по настоящее время. Площадь зарастания и продукция ВВР неуклонно растут (рисунок 1.6, таблица 1.2).

Характерной особенностью зарастания Иваньковского водохранилища в последнее десятилетие является интенсивное распространение пояса тростниковых зарослей на ранее не заросших песчаных мелководьях и, особенно, распространение вида-вселенца – рогульника плавающего или чилима (*Trapa natans*), широко распространенного в застойных зонах водных

объектов Юга России, в частности, в отмелой зоне устьевого взморья Волги. В 2008 г. встречались только отдельные растения чилима в Мошковическом заливе Иваньковского водохранилища, куда сбрасываются подогретые воды Конаковской ГРЭС. Однако, уже в 2018 г. это растение сплошным ковром покрывало почти все непроточные и слабопроточные заливы в Иваньковском плесе водохранилища (рисунок 1.7), расположенном ниже по течению от Мошковического залива, особенно по правому берегу водоема, где и расположен этот залив и вдоль которого распространяются сбрасываемые подогретые воды.



Рисунок 1.6. Зарастание зоны выклинивания подпора Иваньковского водохранилища

Еще быстрее зарастают небольшие озерные водохранилища. Так за 4 года на трех малых водохранилищах Литвы Каралахшском, Дотнувском и Бертешском площадь зарастания увеличилась соответственно в 1,74, 1,15 и 1,68 раза [Гайгалис, Гайжаускене, Милюс, 1981]. То же самое наблюдалось при создании Учинского водохранилища, входящего в систему канала им. Москвы. При возникновении Учинского водохранилища в нем было зарегистрировано всего 2 вида растений – гречиха земноводная (*Rolygonum amphibium*) и элодея канадская, а в конце следующего года насчитывалось уже 39 видов, то есть почти столько, сколько присуще

Таблица 1.2. Изменение степени зарастания некоторых участков Иваньковского водохранилища за период 1980-2000 гг.

Плеса водохранилища	Название участка	Степень зарастания, %	
		1980 г.	2000 г.
Верхневолжский	Коромысловский залив	35	35
Верхневолжский	Залив у д. Старое Мелково	60	95
Средневолжский	Залив у д. Юрятино	50 ¹⁾	80
Иваньковский	Новосельский залив	15	40
Иваньковский	Федоровский залив	31	45
Иваньковский	Участок между устьем Федоровского залива и о. Липня	65	95
Иваньковский	Коровинский залив	20	60 ²⁾
Иваньковский	Домкинский залив	7	15
Иваньковский	Приплотинный участок у левого берега до о. Шевница	37	50
Шошинский	Устьевой участок ручья у насыпи Октябрьской железной дороги	90 ³⁾	95

Примечание: 1 – данные 1993 г.; 2 – данные 1993 г. (до расчистки залива), уточненные в 1999, 2000 гг.; 3 – данные 1995 г.



Рисунок 1.7. Зарастание заливов Иваньковского водохранилища чилимом

озерам Московской и смежных областей [Жадин, Герд, 1961]. Не менее быстро зарастают многочисленные небольшие водохранилища, пруды и места выше сужения русел при устройстве переездов на малых равнинных реках степной зоне России, например, в Краснодарском крае.

Интенсивное зарастание водоемов – один из признаков их эвтрофирования. Это, в свою очередь, является следствием поступления в водный объект биогенных веществ органического и минерального происхождения. Основными внешними источниками биогенных веществ являются коммунально-бытовые стоки, органические и минеральные удобрения, смываемые с полей во время складирования и после внесения в почву, смыв плодородного слоя почвы, особенно после распашки склонов. В зависимости от амплитуды и частоты поступления биогенных и других загрязняющих веществ, площадь зарастания водоемов и структура ценозов могут изменяться. Наиболее богата флора мезотрофных озер по сравнению с олиго- и эвтрофными. Характер землепользования на водосборе влияет на обилие погруженных мактофитов – оно снижается от доминирования лесов к доминированию сельскохозяйственных угодий и урбанизированных территорий [Li et al., 2007].

Еще одним фактором возможного усиления тенденции зарастания водных объектов является глобальное потепление климата [Данилов-Данильян, 2020]. На основе численной модели глобального климата, разработанной в Годдардовском институте космических исследований, американские ученые Пояни и Джонсон пришли к выводу, что наиболее значительное зарастание водных объектов произойдет при умеренном потеплении климата (+2°C) [Poiani, Johnson, 1993]. Влияние климатических изменений уже проявляется в приросте ВВР на болотах Западной Сибири [Головацкая и др., 2008] и юга Нечерноземья России [Степочкина, 2007]. Еще в большей степени последствия влажного периода, начавшегося в 1993 г., сказались на беспрецедентном росте числа, размеров и постоянства ветландов, возникающих в прериях округа Нельсон (Северная Дакота, США). Ветленды возникают путем затопления земель, расположенных на гляциальных отложениях, что также сказалось на увеличении размеров замкнутого оз. Стамп [Todhunter, Rundquist, 2008].

Изменения климата в последние десятилетия в Европейской части России привели к увеличению среднегодовых температур, росту годового количества осадков и увеличению водности рек, в том числе и р. Волги. Как следствие, произошли сукцессионные изменения в почвенно-растительном покрове низовий Волги, что привело к формированию монодоминантных сообществ рогоза узколистного (*Typha angustifolia* L.) и росту надземной массы в 5-8 раз [Бармин, Полин, 2008].

Существуют и другие природные факторы изменения экосистем зарастающих водных объектов, такие как засухи, условия перезимовки корневищ, образования и прорастания семян ВВР, выедание животными и повреждение растений, не связанное с поеданием, перенос семян мигрирующими птицами с мест перезимовки в места размножения и выращивания птенцов, и наоборот. Так, было отмечено, что инвазивные раки (*Procambarus clarkia* Girard) сильно снижают биомассу болотоцветника щитолистного (*Nymphoides peltata* (S.G. Gmel.) O. Kuntze) и рдестовых в итальянских озерах [Gherardi, Acquistapace, 2007]. Выедание рыбами-фитофагами и водоплавающими птицами, снижающими надземную биомассу растений более чем на 90 %, несмотря на низкую численность животных, препятствует восстановлению зарослей рдеста гребенчатого (*Stuckenia pectinata*) в мелководном немецком оз. Мюггельзее [Hilt, 2006]. Одной из причин многолетних периодических изменений продукционных характеристик ВВР могут служить изменения, вызванные цикличностью солнечной активности.

1.3. Концепция экосистемного инжиниринга и средообразующая роль высшей водной растительности

Концепция экосистемного инжиниринга была предложена американскими учеными около 20 лет назад для экосистемы как таковой. Согласно этой концепции, в экосистеме существуют организмы-инженеры, способные преобразовывать внешнюю среду и экосистему в целом. При этом сами организмы подвержены влиянию внешней среды. Дальнейшее развитие этой концепции позволило рассмотреть экологическую роль экосистемных инженеров с точки зрения восстановления антропогенно нарушенных экосистем [Hastings et al., 2007], а также, в некоторых случаях, дать количественную оценку масштабов этих преобразований [Daleo et al., 2007].

Следует отметить, что идея о том, что организмы влияют на внешнюю среду, а она на них не нова. Например, по поводу средообразующей роли ВВР в зарастающих водных объектах и влиянии абиотических факторов на саму растительность неоднократно говорилось в работах [Казмирук, 1989, 2009; Мордухай-Болтовской, 1974]. Общеизвестно существование видов-эдификаторов, являющихся основой растительной ассоциации. В чем же новизна данной концепции? На наш взгляд, прежде всего, в выдвигании на первый план и постулировании понятия «экосистемная инженерия», то есть в признании существенной, а иногда главенствующей роли живых организмов в интенсивном преобразовании внешней среды, как собственной, так и населенной другими сопутствующими организмами, а также в выделении

организмов – экосистемных инженеров. Безусловно концепция экосистемной инженерии является шагом вперед в понимании механизмов взаимодействия биотических и абиотических компонент экосистемы.

В качестве экосистемных инженеров обычно рассматриваются представители фауны: бобры, крабы, дождевые черви, дрейссена. Роль бобров в качестве экосистемных инженеров и преобразователей окружающей среды очевидна. Однако и другие, менее крупные виды способны оказывать существенное влияние на состояние окружающей их среды, прежде всего, как результат создания ходов, рыхления и перемешивания почвы и донных отложений. Так, было отмечено, что в результате активной деятельности крабов происходит перемешивание и улучшение кислородного режима в седиментах соленых маршей, а рост растений и колонизация их корней грибами зависят от роющей деятельности крабов на 35 % [Daleo et al., 2007], дождевые черви могут влиять на эффективность круговорота питательных веществ, минерализацию органического вещества в почвах и, тем самым, оказывать долговременный эффект на первичную продукцию [Barot, Ugolini, Bricki, 2007], присутствие вида-вселенца дрейссены (*Dreissena spp.*) вызывает изменение численности местных видов, выполняющих биотурбацию седиментов [Devanna, Mayer, Barrett, 2007].

Хотя ВВР и является пассивным фактором водных и прибрежно-водных экосистем, само ее присутствие, как и дрейссены, способно существенно изменить экосистему водного объекта или его части. С этой точки зрения зарастание водных объектов можно рассматривать как одну из форм проявления работы экосистемных инженеров по преобразованию внешней среды. В последнее десятилетие, рассмотрение макрофитов как экосистемных инженеров получило развитие в целом ряде работ [Gibbs, 2013; Gurnell, 2013; O'Hare et al., 2012; Ribaud et al., 2018]. Анализ структуры макросвязей и последовательности событий позволяет схематически нарисовать следующую картину функционирования природного комплекса зарастающих водных объектов (рисунок 1.8).

Появление даже отдельных растений на дне, в толще воды или на ее поверхности создает особую среду, прямо или опосредованно влияющую на большинство гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических характеристик, как внутри растительной ассоциации, так и в ее окрестностях. Уровень такого влияния зависит от степени зарастания водного объекта и вида ВВР. Как образно выразилась Ф.Д.Мордухай-Болтовской (1974) зона зарослей водных растений приобретает характер "другого государства" - иного водоёма, находящегося в пределах водной экосистемы, но живущего другой жизнью. Степень преобразования природной и антропогенно модифицированной среды в результате захвата ВВР части водного пространства зависит от продолжительности существования экосистемы, уровня зарастания водного объекта

и преобладания тех или иных видов, что, в свою очередь, в интегральном виде характеризуется сукцессионными процессами. Кроме того, заросли ВВР являются средой обитания (субстратом, кормом, убежищем) для множества микроорганизмов, планктона, бентоса, рыб, птиц и млекопитающих, которые, в свою очередь, оказывают влияние на развитие других звеньев экосистемы.

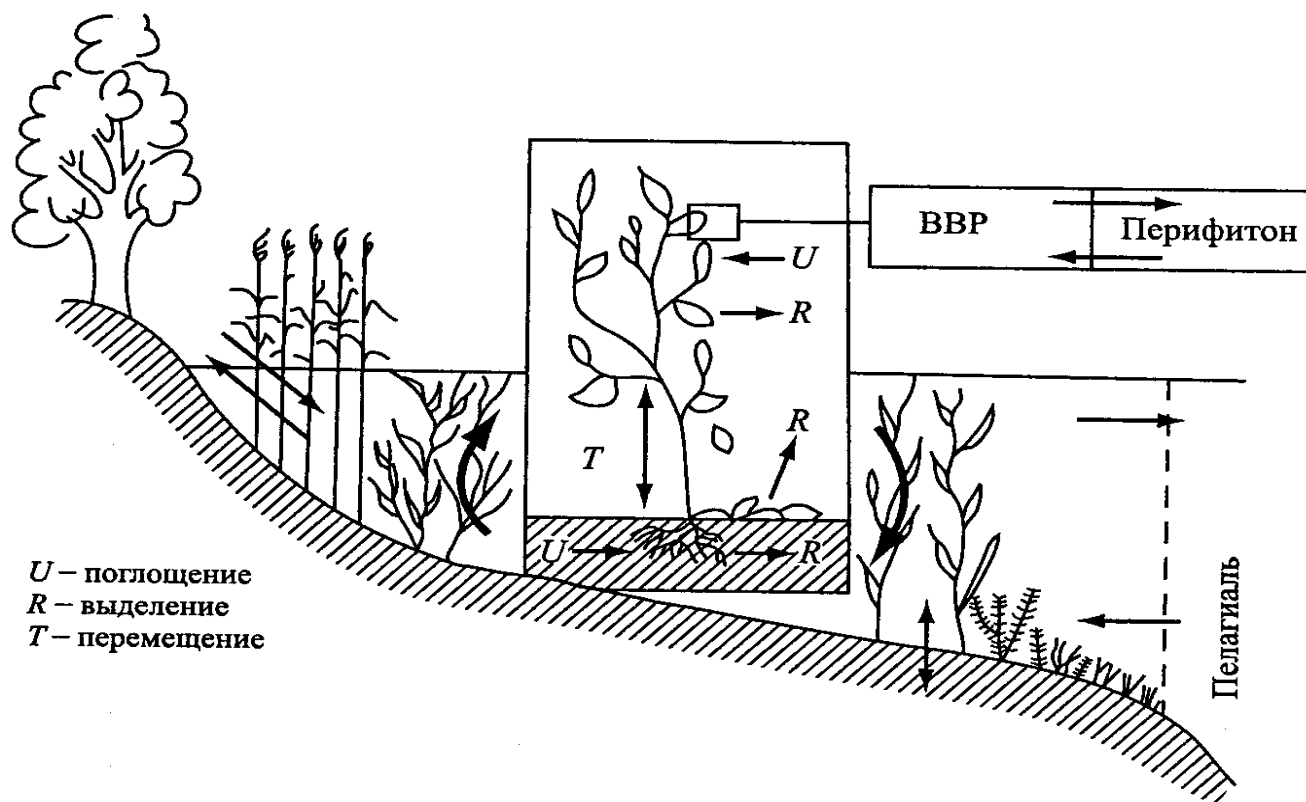


Рисунок 1.8. Схема макропроцессов на зарастающих мелководьях [Pieczynska, 1990]

Такие характеристики растительности, как форма, гибкость и высота, оказывают существенное влияние на структуры потока. Растительность создает дополнительные гидравлические сопротивления, чем усиливает гашение кинетической энергии потока и снижение скоростей движения воды, происходит трансформация и затухание ветровых волн. При исследовании характеристик приливных потоков, проходящих через марши, установлено, что на границе с зарослями энергия потока уменьшается примерно на порядок и продолжает уменьшаться по мере увеличения густоты растительного покрова [Luther, Leonard, 1995]. В густых зарослях тростника и рогоза узколистного заиливание происходит в 2-5 раз интенсивнее, чем на незаросших участках [Мадалиева, 1975]. Особенно быстро заиляются непроточные заливы, зоны выклинивания подпора, и заостровные пространства водохранилищ. Взвесь

оседает и накапливается не только на дне, но и на листьях и стеблях растений. По нашим данным, только ежеголовник прямой, который занимает около 10 % территории в отмелой зоне устьевого взморья Волги, способен удерживать до 10 % годового твердого стока реки, то есть 0,64 млн. т. Эти материалы были получены автором в 1987 г. во время экспедиционных работ в устьевой области Волги. Позже, в 2011 г., для этого же вида Н.М. Gibbs (2013) было установлено, что в условиях р. Блеквотте (River Blackwater, Суррей, Великобритания) рост ежеголовника прямого в русле реки вызывает увеличение толщины мелкодисперсных грунтов в 35 раз, что соответствует удержанию на дне русла на $310000 \text{ см}^3/\text{м}^2$ больше отложений, чем это происходит при отсутствии зарослей ВВР.

Закрепление грунта корнями растений повышает сопротивляемость размыву в 1,4-2 раза [Мирцхулава, 1967]. Это свойство растений широко используется для защиты от размыва берегов, откосов и дна каналов, напорных откосов дамб и плотин, берегозащиты на судоходных реках и озерах. В естественных условиях влияние ВВР на размыв берегов хорошо выражено на стадии начала меандрирования дельтовых рукавов и проток, а также при размыве песчаных отмелей во время шторма на озерах и водохранилищах.

Процессы первичного продуцирования в зарастающих водных объектах в значительной мере происходят благодаря водным и прибрежно-водным растениям, а их реакция на избыточное поступление биогенных веществ выражается в увеличении продукции макрофитов. В процессе фотосинтеза ВВР обогащает воду кислородом, необходимым для дыхания большинства обитателей водоёмов. Поглощая во время своего роста огромное, исчисляемое десятками, сотнями и даже тысячами тонн, количество фосфора и азота, ВВР основную их часть на длительный период задерживает в своих тканях.

По окончании вегетационного периода надземные части растений и часть корневой системы отмирают. Место и скорость разложения растительных остатков зависят от гидродинамических особенностей водного объекта, вида ВВР, климатических условий, химического состава воды, состава и состояния микроорганизмов-деструктантов, объема растительной массы. В процессе разложения растительных остатков в воду и донные отложения поступает органическое вещество, биогенные элементы, микроэлементы и другие продукты распада, на окисление которых расходуется кислород.

Погруженная растительность является конкурентом фитопланктона в использовании питательных веществ, растворенных в воде. При значительном развитии даже только в прибрежной зоне она способствует резкому обеднению биогенами трофогенного слоя, водная масса которого в пределах водоема находится в постоянном перемещении. Ухудшая условия питания фитопланктона, погруженная растительность приводит к уменьшению его

количественного развития и снижению фотосинтетической деятельности [Покровская, 1974; Ozimek, Gulati, Van Donk, 1990].

Растения с плавающими на поверхности воды листьями и свободноплавающие макрофиты, кроме того, затеняют водную толщу, тем самым, уменьшая количество света, доступного для фитопланктона. При этом наблюдается морфологическая пластичность планктонных водорослей, то есть проявляются различия в составе, размерах и форме клеток фитопланктона при разной подводной освещенности [O'Farrell, de Tezanos Pinto, Izaquirre, 2007]. В экспериментальных мезокосмах, доминировавшие при затенении макрофитами, медленно растущие нитчатые и колониальные цианобактерии, при удалении плавающих растений с поверхности воды, сменяются быстрорастущими одноклеточными зелеными водорослями, численность эукариотного пикофитопланктона увеличивается [de Tezanos Pinto, Luz, O'Farrell, 2007].

Экспериментальное изучение микробного планктонного сообщества в южноамериканском ветленде (низовья бассейна реки Парана (Аргентина)) показало, что в озерных мезокосмах с плавающими на поверхности воды макрофитами снижение доступного света из-за развития макрофитов вызывает смену облигатных автотрофов миксотрофами и гетеротрофами. Численность гетеротрофных нанофлагеллят и цилиат возрастала. В опытах с флуоресцентно мечеными бактериями отмечено их выедание *Cryptomonas erosa* и *C. Marssonii* [Sinistro, Izaguirre, Asikian, 2006].

Некоторые виды макрофитов могут поддерживать рост эпифитных цианобактерий, обеспечивая им преимущество перед планктонными видами в конкуренции за питательные вещества. С другой стороны, некоторые цианобактерии доминируют в эвтрофных водоемах и продуцируют цианотоксины, которые могут способствовать уменьшению количества макрофитов. Макрофиты могут взаимодействовать с этими цианотоксинами по-разному, включая биоаккумуляцию и биотрансформацию. Например, телорез алоэвидный, способен продуцировать аллелопатические соединения, содержащиеся в растениях или выделяемые в окружающую среду. Эти соединения имеют ингибирующее и стимулирующее воздействие на различные виды фитопланктона. Больше всего ингибирующее воздействие телореза алоэвидного проявляется на цианобактериях [Mulderij et al., 2007]. Аллелопатические взаимодействия между макрофитами и токсическими цианобактериями могут быть использованы для борьбы с вредным цветением цианобактерий и в качестве фиторемедиаторов для выведения токсинов из водоемов [Zakaria, 2017].

Погруженная ВВР, являясь серьезным конкурентом фитопланктону в питании, сама от него в этом отношении не зависит. В одном и том же водоеме она всегда лучше обеспечена

питанием, чем планктонные водоросли, так как может получать его как из воды, так и из донных отложений. Благодаря своему расположению вдоль берегов, погруженная ВВР имеют возможность, как первой перехватывать биогены, поступающие с водосбора, так и первой осваивать биогены придонного слоя литоральных вод. Обладая, по сравнению с планктонными популяциями, намного более продолжительным жизненным циклом, она может достаточно длительное время осуществлять свой рост за счет внутритканевого, часто избыточного, запаса биогенов, накопленного в благоприятные периоды существования в водоеме [Бреховских, Казмирук, Вишневецкая, 2008; Экосистемы в критических состояниях, 1989].

На границе между водоемом и водосбором, в зарослях макрофитов и на сплавинах развиваются разнообразные по видовому составу и количественно богатые группировки животных. В целом заросли ВВР имеют более высокую биологическую продуктивность, чем другие участки водных объектов. Общее количество бактерий в зарослях ВВР Иваньковского водохранилища в 3-10 раз выше, чем в среднем для р. Волги [Волга и ее жизнь, 1978]. Макрофиты - основной субстрат перифитона дельты р. Волги, среди которого доминируют диатомовые водоросли [Шаплыгина, Курочкина, 2007а].

Разнообразие биотопов, трофические условия, газовый и температурный режимы в зарастающих зонах, как правило, благоприятны для массового развития всех гидробионтов. Наибольшее разнообразие и богатство фауны отмечается в самом верхнем горизонте защищенного побережья – до глубины 1 м. Преобладание той или иной экологической группировки организмов в составе биоценоза обусловлено местоположением, глубиной, освещенностью, общей площадью и плотностью зарастания, а также соотношением площадей, занятых воздушно-водными, плавающими и погруженными растениями и их морфологическим строением. Например, значительные площади зарастания Волго-Ахтубинской поймы и дельты Волги являются определяющим фактором того, что среди хирономидофауны водотоков этих водных систем наибольшее развитие получают представители фитопелофильного, пело- и псаммофильного комплексов, как правило, состоящие из эврибионтных видов, которые обитают преимущественно на участках с замедленным течением воды и заросших ВВР [Даирова, 2006]. Аналогичные результаты для погруженной и прибрежной растительности получены при помощи маркеров ДНК для урбанизированных ветлендов, расположенных в районе г. Мельбурн (Австралия) [Carew et al., 2007]. Комплексность макрофитов, обусловленная разной архитектурой растений, значительно влияет на количество таксонов беспозвоночных и их плотность [Thomaz et al., 2008].

Кроме этого, на зооценоз макрофитов оказывает влияние характер водного объекта, а также степень антропогенной нагрузки на экосистему. Данные по обилию метафитона на урути

колосистой (*Myriophyllum spicatum*) в прибрежных участках оз. Конезус (Нью-Йорк, США) показывают, что процент покрытия метафитомом вблизи устьев рек, дренирующих сельскохозяйственные водосборы, в 3-4 раза выше, чем вдали от мест впадения рек. На участках озера в районе впадения рек, протекающих по сельскохозяйственному водосбору, подвергающемуся менеджменту, процент покрытия субстрата метафитомом ниже на 15-63 %, чем на озерных участках. Объясняется это разной биогенной нагрузке в реках [Shuskey et al., 2007].

Изменение прозрачности воды в озере под влиянием присутствия макрофитов сильнее выражено в небольших мелководных озерах [Genkai-Kato, 2007]. Вселение неместного вида также может привести к понижению подводной освещенности, численности местных видов макрофитов и равномерности их распределения, увеличению обилия эпифитных водорослей и численности макробеспозвоночных, как это имело место в оз. Касшабог (Онтарио, Канада) после интродукции кабомбы каролинской (*Cabomba caroliniana*) [Hogsden, Sager, Hutchinson, 2007].

В фитореофильных биоценозах растения представляют собою такой же опорный субстрат для животных, как и любой другой. Отличие его от неорганического субстрата состоит в том, что растительный субстрат может быть не только опорой, но и непосредственным пищевым материалом для некоторых животных. Наиболее подходящим для образования фитореофильных биоценозов является сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.). Его плотные трехгранные листья дают надежную опору для таких тяжелых животных, как моллюски живородка и дрейссена, мшанки, губки. В пазухах листьев сусака укрываются бокоплавцы, а в ткань листьев проникают личинки насекомых.

Макрофиты играют решающую роль в обилии и распределении зоопланктона в прибрежных ветлендах озер Эри, Онтарио и Гурон (Канада) [Fraser, Yantsis, Lougheed, 2007]. Выбор зоопланктоном биотопа, его миграция и скопление зависят от интенсивности света. Так, в одном из озер Финляндии было установлено, что плотность *Sida crystallina*, прикрепленной к плавающим листьям кубышки желтой (*Nuphar lutea* (L.) Smith), возрастает при увеличении интенсивности света и падает при его снижении. В темноте плотность *Sida crystallina* возрастала. Выедающий *Sida crystallina* окунь, слабо влиял на ее плотность в случае прикрепления под листьями кубышки, чего не наблюдалось в соседних водных массах [Nurminen, Hooppila, Pekcan-Hekim, 2007]. Макрофиты служат в большей степени укрытием для зоопланктона, а не для рыб. Суточную миграцию в зарослях тростника также демонстрирует массовые виды альгофлоры (*Cocconeis placentula*, *Cymbella ventricosa*) и фитотофильной фауны - преимущественно хирономиды, пиявки и олигохеты [Шаплыгина, Курочкина, 2007б].

Аналогичные результаты горизонтальной миграции основных кладоцер (*Bosmina longirostris*, *Dioaphanosoma birgei*) наблюдались весной и осенью в зоне подводных растений в субтропическом оз. Бланка (Уругвай). Однако в летний период этого не отмечалось, что, предположительно, может быть связано с большой плотностью рыб [Iglesias et al., 2007].

Животное население зарослей ВВР состоит из значительного числа моллюсков, среди которых видную роль играют легочные - прудовики, катушки, физы, озерная чашечка. Жаберные моллюски представлены затворками, битиниями, живородками и дрейссенами. Здесь же обитают три вида мшанок, два вида губок, бокоплав-блоха, водяной ослик, личинки ручейников, стрекоз, бабочек (нимфейниц), жуки, клопы, водяные клещи, пиявки. Мозаичность пространственного распределения макрозообентоса в значительной степени обусловлена развитием фитоценозов с доминированием тех или иных видов ВВР. Плотность, биомасса и разнообразие макробентоса, как правило, максимальны в зоне зарослей тростника, рогоза, камыша, манника, кубышки, кувшинки, рдестов [Волга и ее жизнь, 1978; Кравцова, Механикова, Ижболдина, 2007; Шарапова, Остапчук, 2007; Kiss, 2007]. В зарослях водного гиацинта встречаются 27 видов плейстонных остракод, связанных с корнями плавающих растений [Higuti et al., 2007]. Наоборот, плотные заросли инвазивных устойчивых макрофитов, таких как уруть колосистая и лотос желтый (*Nelumbo lutea*), могут быть лимитирующим фактором горизонтального распространения пресноводных унионид (*Pyganodon grandis*, *Utterbackia imbecillis*) в небольших искусственных водоемах [Burlakova, Karatayev, 2007].

ВВР является кормом для нематод, моллюсков, ракообразных, насекомых (ногохвосток, поденок, жуков, двукрылых, ручейников) и их личинок, а также позвоночных (рыб, водоплавающих птиц и многих млекопитающих). В свою очередь, фитофильная фауна - наилучшая пища для многих видов рыб и их молоди, а сами заросли при их умеренном развитии (то есть со степенью зарастания водного объекта до 25 % при проективном покрытии в зарослях до 70 %) выступают в роли убежища для мальков и резерватами редких видов беспозвоночных и земноводных. Сюда заплывают на кормежку хищники - щука и окунь. Среди водных растений нерестятся окунь, лещ, плотва. Статистический анализ связи ихтиоценозов с водными макрофитами в прибрежных ветлендах залива Джорджиан, являющимся северо-восточным рукавом оз. Гурон (Онтарио, Канада), показал, что вариабельность состава ихтиоценозов на 28,2 % объясняется различиями состава водных макрофитов [Cvetkovic, Chow-Fraser, 2007].

В волжских водохранилищах основной нерест фитофильных рыб происходит на воздушно-водной растительности, погруженная растительность в качестве субстрата используется только позднерестящимися видами. Верхний пояс зарослей,

характеризующийся преимущественным развитием воздушно-водных растений, служит, в основном, для нереста, инкубации икры и нагула личинок. Нижний пояс, где развиваются, главным образом, заросли погруженных растений, используются, в основном, для нагула мальков и сеголеток фитофильных рыб. Лучшим субстратом для икры фитофильных рыб считаются прошлогодние остатки растений - осок, манника, частухи. Жесткая высокотравная воздушно-водная растительность, сообщества которой слагают тростник, камыш, рогоз, как нерестовый субстрат почти не используется, в меньшей степени в этих фитоценозах встречаются личинки и мальки рыб. Заболоченные участки также не используются рыбой для размножения. Кроме того, для искусственных водоемов и участков рек с искусственным регулированием уровня воды (например, устьевая область Волги, Волго-Ахтубинская пойма) роль ВВР в воспроизводстве рыб в значительной степени будет зависеть от уровня режима, непосредственно влияющего на площадь затопления нерестилищ в нерестовый период.

На большинстве водных объектов и, в первую очередь в условиях аридного климата, именно экотонные системы на побережье водоемов и особенно, формирующиеся в зонах выклинивания подпора, плавневые системы, имеют наибольшее значение в природоохранном плане, так как именно здесь находятся места максимального видового разнообразия растительности, гнездования птиц и их скоплений во время миграций.

1.4. Классификация зарастающих водотоков и водоемов

Взаимодействие природных и антропогенных факторов, их комбинации и удельный вес создают большое разнообразие зарастающих водных объектов. Это затрудняет проведение исследований и моделирование процессов, формализацию знаний и разработку стратегии управления. Поэтому вычленение роли тех или иных факторов представляет собой важную задачу.

Попытки увязать природное разнообразие зарастающих водных объектов в единую систему предпринимались неоднократно. Наиболее простое деление зарастающих водоемов основано на особенностях распределения сообществ макрофитов в водоеме. Первые работы по выделению различных типов зарастания водораздельных озер появились в середине прошлого века [Корсаков, Смиренский, 1956; Лепилова, 1934; Сидельник, 1948] и, затем, в различных модификациях были распространены на другие водные объекты [Гайжаускене, 1982; Коган, Кемжаев, 1982; Матвеев, 1990; Оксийук и др., 1991; Папченков, 1979, 1999; Семенова, 1975;

Синкявичене, 1992; Страздайте, Тамошюнайте, Трайнаускайте, 1977; Стяпанавичене, 1979, 1988, 1991; Трайнаускайте и др., 1977; Шаркинене, 1964, 1977, 1984].

Параллельно разрабатывались более сложные подходы к классификации и типизации зарастающих водных объектов. Так, в работах [Гурьенова, 1946; Тимченко, 1990а; Харин, 1950] рассмотрено несколько типов зарастающих пойменных водоемов низовий Волги, Дона и Днепра, в зависимости от их морфометрии, гидрологического и гидробиологического режима. Существует несколько подходов к классификации, типизации и районированию зарастающих мелководий крупных и малых водохранилищ [Авакян, Погорельцева, Шарапов, 1970; Казмирук, 1994; Кожевников, 1974; Лопух, 1989; Мельникова, 1970; Потапов, 1954; Широков, Лопух 1986]. Наиболее детальные классификации, основанные на результатах геоботанических, геологических, геоморфологических и биогеохимических исследований ветлендов на территории США, Канады и Среднего Поволжья предложены в работах [Папченков, 1995; Canadian wetland classification..., 1998; Classification of Wetlands..., 2013; Cowardin et al., 1979; Zoltai, 1988]. Попытка адаптации классификации ветлендов США для территории России с учетом ее природно-климатических условий выполнена в [Никаноров, Жулидов, Емец, 1993]. Международная классификация ветлендов была принята на 6-й конференции стран Рамсарской конвенции в 1996 г. В 1968 г. Ю.А.Исаковым предложена классификация для целей инвентаризации водно-болотных угодий России и затем доработана В.Г.Кривенко и В.Г.Виноградовым в 1996 г. [Водно-болотные угодья..., 1998]. В последние десятилетия получило развитие создание биоинженерных сооружений, использующих свойства ВВР. Основные типы таких сооружений описаны в [Казмирук, 2010, 2012, 2016, 2018; Магмедов, 1988; Оксийок, Стольберг, 1986; Kadlec, Knight, 1996; Kadlec, Wallace, 2008]. Комплексная классификация прудов предложена В.К.Паченковым [Папченков, 1999].

К сожалению, степень изученности зарастающих водотоков и водоемов пока не позволяет выработать общие количественные критерии их классификации и типизации. В общем случае классификация может осуществляться по одному признаку или комплексу признаков. Опыт наших натурных наблюдений на объектах различной природы и анализ литературных источников показывает, что основными признаками принципиальных различий зарастающих водных объектов являются: происхождение, конструктивные особенности искусственных водных объектов и их функциональное назначение, продолжительность существования водных объектов, преобладающее движение водных масс, степень и характер зарастания, состав растительности, горизонтальная структура зарослей, влияние растительности на распределение скоростей потока на вертикали, продолжительность воздействия растительности на поток, цель

хозяйственного использования и степень антропогенного влияния на природный процесс (таблица 1.3).

Более детальное описание структурной организации природных зарастающих водных объектов позволяет сделать многоуровневая комплексная классификация, базирующаяся на функциональном подходе. Методологической основой классификации является концепция динамических взаимоотношений гидроморфологических процессов, происходящих в водном объекте и процессов зарастания. При разработке такой классификации мы исходили из положения о том, что в естественных условиях плановый рисунок зарастания водотока или водоема, ложе которого слагают аллювиальные грунты, является следствием этих процессов. Среди гидроморфологических процессов определяющими являются: гидродинамический, гидрологический и гидрохимический режим, русловые, седиментационные и устьевые процессы. На эти процессы накладываются процессы укоренения, развития и распространения ВВР, сукцессионные изменения структуры растительности и цикличность ее развития, а также антропогенные воздействия. Последние могут изменять скорость и направленность природных процессов.

Исходя из этого, были приняты следующие таксономические единицы зарастающих водных объектов: класс, тип, подтип, зона, подзона, участок. По преобладающему движению водных масс и геоморфологическим особенностям ложа, все зарастающие водные объекты разделены на три класса водотоки, водоемы и устьевые области, для которых соответственно характерно однонаправленное движение воды, разнонаправленное движение или его отсутствие и переход от однонаправленного движения к разнонаправленному. Характер преобладающего движения воды определяет интенсивность и направленность флювиальных процессов, создающих основу для самого существования ВВР в том или ином месте водного объекта. Каждому классу соответствует несколько типов водных объектов, при выделении которых за основу были приняты их гидрографические особенности (рисунок 1.9). За главный признак при выделении подтипов был принят гидродинамический режим и тесно с ним связанные зоны зарастания (рисунок 1.10). В рамках одной зоны зарастания возможно наличие нескольких подзон, где растительность по-разному влияет на скоростную структуру потока. Самой элементарной структурной единицей являются участки, на которых произрастают растения одного вида или однородные растительные ассоциации.

Очевидно, что в реальных условиях существует ряд переходных и более сложных форм. Однако, по нашему мнению, приведенное деление является достаточным для обобщения, систематизации и анализа материалов о зарастающих водных объектах различной природы, размеров и организации, а также выделения структурных элементов и разработки

Таблица 1.3. Основные классификационные признаки зарастающих водотоков и водоемов

Классификационный признак	Разновидность объектов и градация признаков
Происхождение	Естественные Искусственные
Функциональное назначение искусственных объектов с ВВР	Очистка сточных вод Улучшение качества природных вод Пропуск ливневого стока Защита от эрозии Озеленение Эстетическое и декоративное
Конструктивные особенности (для искусственных объектов)	Ботанические площадки Биопруды с посадками ВВР Искусственно заболоченные участки Биоинженерные сооружения (со свободной поверхностью воды или без нее, горизонтальным или вертикальным движением потока (сверху-вниз, снизу-вверх, U-образно) Комбинированные гибридные системы Фитофильтрационные устройства Биоплато (русловое, береговое, инфильтрационное, наплавное) Системы озеленения
Продолжительность существования водных объектов	Постоянные Периодические Эфемерные
Преобладающее движение водных масс	Стоковое Фрикционное Волновое Конвективное Диффузионное
Степень покрытия акватории растительностью	Слабо заросшие (до 10 %) Умеренно заросшие (10-25 %) Заросшие (25-50 %) Сильно заросшие (50-75 %) Почти полностью заросшие (более 75 %)
Состав растительности	ВВР (жесткая полуводная, мягкая в толще воды, придонная, мягкая с плавающими по поверхности воды листьями, свободноплавающая) Луговая растительность Агрокультуры Кусты Деревья Смешанные заросли
Видовой состав ВВР	На территории бывшего СССР известно около 360

Таблица 1.3. (продолжение)

Классификационный признак	Разновидность объектов и градация признаков
	видов
Характер распределения растительности	Все живое сечение У одного берега У нескольких берегов В центральной части потока У дна У поверхности Весь объект
Горизонтальная структура зарослей	Однородные Зонные Поясные Куртинные (фрагментарные) Куртинно-поясные (фрагментарно-поясные) Кольцевидные Мозаичные Сплавинные
Влияние растительности на распределение осредненных скоростей потока на вертикали	Максимальная скорость: у поверхности потока в центральной зоне у дна
Продолжительность воздействия растительности на поток	Круглогодично В вегетационный период
Цель хозяйственного использования объекта и ВВР	Заповедные территории Рекреация Пушное звероводство Птицеводство Охотхозяйство Рыбоводство Сельскохозяйственное производство (выращивание риса, зеленой массы) Закрепление берегов и откосов дамб, каналов, рек и водохранилищ Регулирование качества воды Производство строительных материалов Заготовка топлива Выращивание лекарственных растений Заготовка сырья для производства бумаги и народных промыслов Комплексное использование
Степень антропогенного влияния на природный процесс	Отсутствует Слабое Умеренное

Таблица 1.3. (окончание)

Классификационный признак	Разновидность объектов и градация признаков
	Сильное Преобладающее
Комплекс гидрофизических, гидрологогеоморфологических и геоботанических особенностей	См. рисунки 1.7 и 1.8

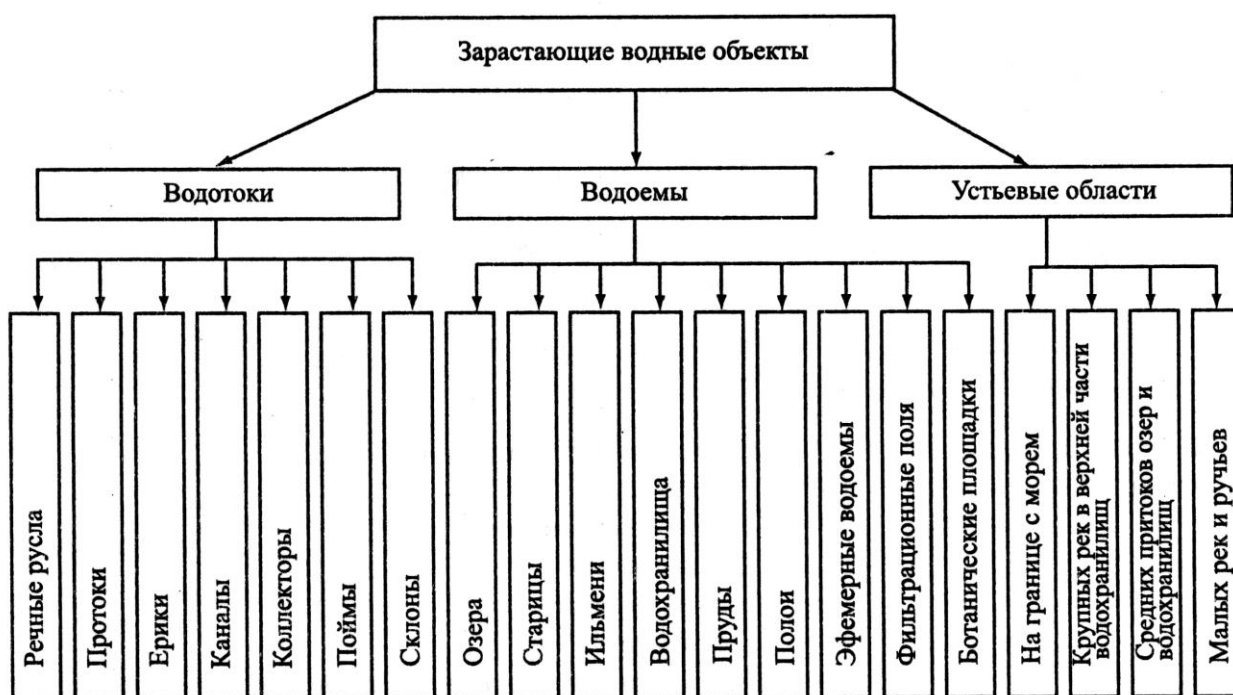


Рисунок 1.9. Классификация зарастающих водных объектов по гидрографическим признакам на уровне крупных таксонов

топологических и гидравлических схем с целью моделирования основных процессов. Существенным преимуществом предложенной структурной классификации зарастающих водных объектов является увязка в единой системе взаимодействия движущейся воды, седиментов и ВВР, возможность перехода от качественного к количественному анализу этого взаимодействия для водных объектов разной структурной организации, а использование в качестве элементарной структурной единицы зарастающих однородных участков, позволяет широко использовать дистанционные методы.

Наиболее простые формы зарастания водотоков и движения водных масс наблюдаются на прямолинейных участках русел, характерных для канализованных рек, каналов и коллекторов.

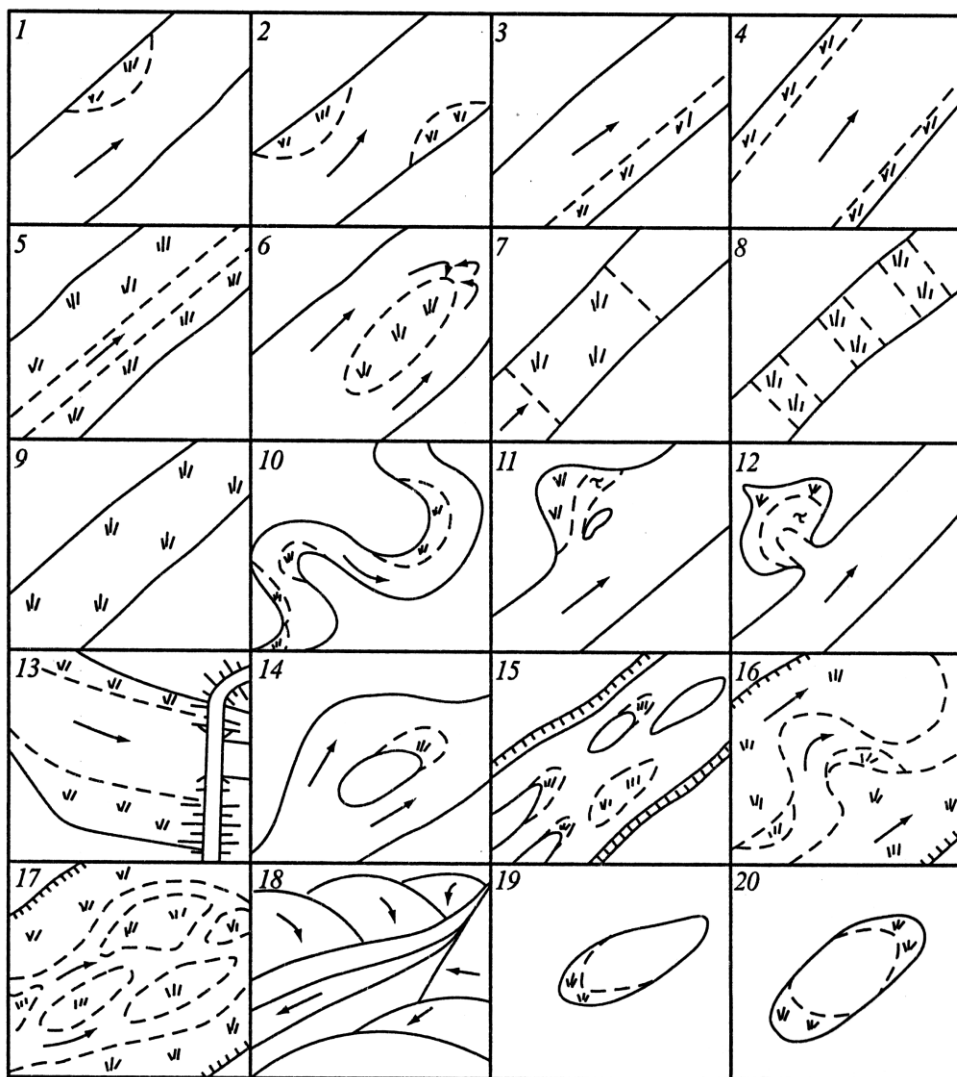


Рисунок 1.10. Характерные схемы зарастания водных объектов и элементов их гидрографической сети:

1-9 - отмели на прямолинейных участках русел, 10 - отмели меандрирующих русел, 11 - открытые заливы, 12 - полузакрытые заливы, 13 - приплотинные участки стесненных русел, 14 - отмели у островов, 15 - русловая многорукавность, 16, 17 - пойменные массивы, 18 - склоны, 19-23 - непроточные водоемы с плавной береговой линией, 24 - проточные водоемы, 25 - ботанические площадки, 26 - водоемы со сложной морфометрией, 27 - старицы, 28 - полои, 29 - озера болотных массивов, 30 - малые водохранилища, 31 - затопленные поймы и надпойменные террасы крупных водохранилищ, 32 - волнозащитные полосы дамб, 33, 34 - устья малых и средних рек соответственно, 35 - морские устья лагунного типа, 36 - мелководные устьевые взморья, 37 - плавни, 38 - крепи, 39 - култуки, 40 - баровые отмели, 41 - бровки каналов и кос (кулисы); а, б - береговая линия и граница зарослей соответственно, в - направление движения воды, г, д - воздушно-водная и погруженная растительность соответственно

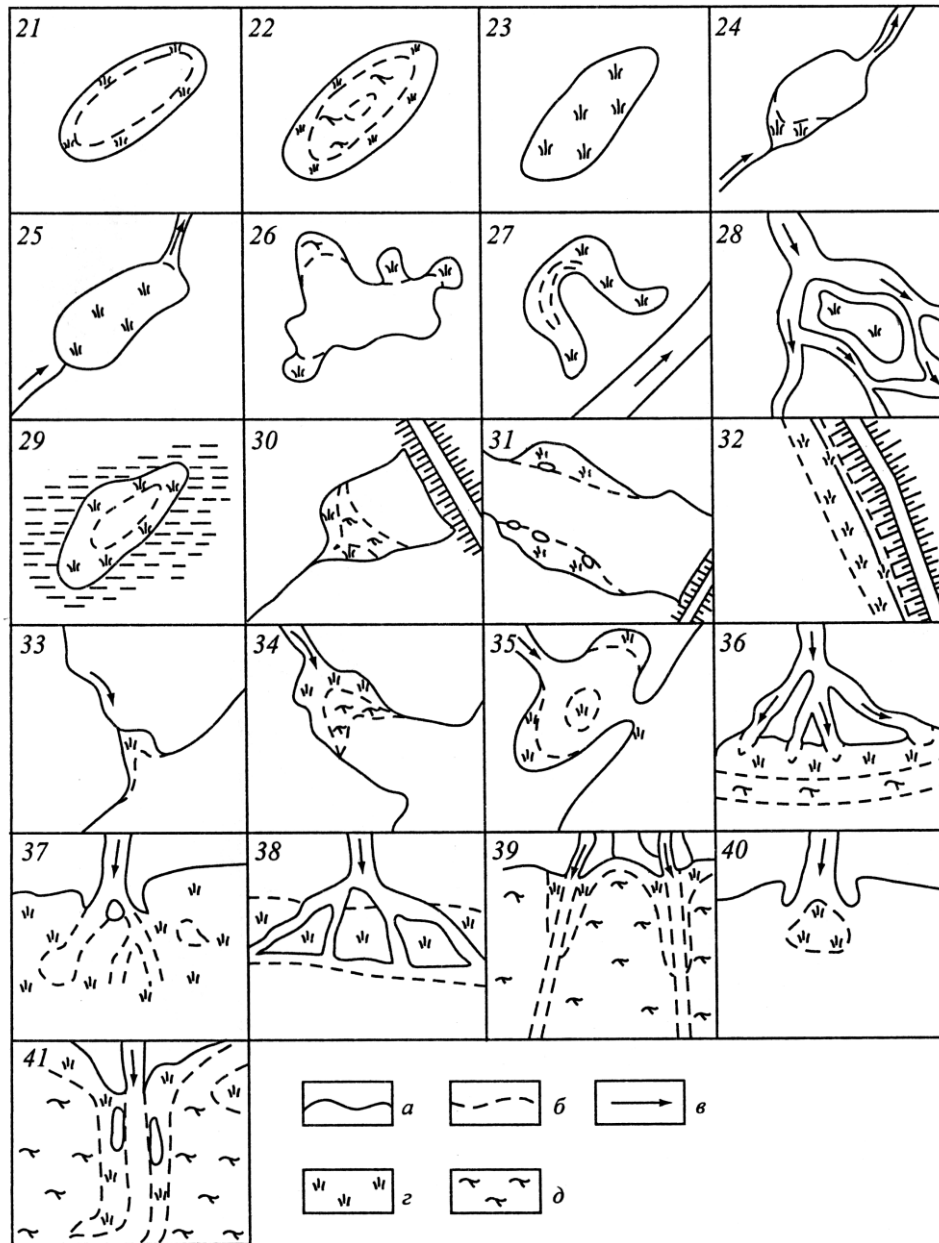


Рисунок 1.10. (окончание)

Растительность колонизует прибрежные отмели у одного или обоих берегов, образуя пояса или отдельные куртины. Распределение растений разных экологических групп происходит по оптимальным для них глубинам. Реже встречаются заросли в центральной части русла или по всей его ширине. Полностью зарастают только верховья малых рек, небольшие каналы и коллекторы. Кроме естественного зарастания, на таких водотоках иногда устраиваются искусственные береговые и русловые биоплато, травяные ковры, посевы трав, одерновка, фитофильтрационные устройства (периодические полосы из тростника, расположенные перпендикулярно руслу реки).

Влияние ВВР на гидравлические характеристики потока на прямолинейных участках зависит от конфигурации зарослей, соотношения площадей с растительностью и без нее, густоты и видового состава ВВР [Казмирук, 1990а]. Изменяя кинематическую структуру потока растительность активно влияет на образование отмелей и застойных зон, так как водообмен в зарослях меньше, чем в русле. Однако, встречаются случаи, когда, в результате двухстороннего стеснения русла жесткой растительностью (например, тростником), происходит его интенсивное углубление, особенно в половодье.

Значительно сложнее картина зарастания и движение воды в меандрирующих руслах, заливах и на поймах. По степени связи с транзитным потоком заливы можно разделить на открытые и полузакрытые. Открытые заливы образуются в местах резких искривлений береговой линии. Иногда такие мелководья отделены цепью островов, расположенных вдоль транзитного потока. Скорость и направление течения воды в таких заливах определяются ветром.

Полузакрытые заливы, соединенные узкой протокой с основным водотоком, как правило, имеют небольшие глубины (до 1,5 м). Расширенная часть заливов может на 500 и более метров находиться в стороне от транзитного потока. Сильное падение уровня воды в основном водотоке приводит к обсыханию заливов. Движение воды, водообмен с транзитным потоком и другие динамические явления минимальные.

Строительство дамб, полузапруд, подходных насыпей мостов приводит к стеснению русла и изменению структуры потока. Возле дамб образуются застойные зоны, которые заиляются и колонизируются ВВР. В зависимости от степени стеснения потока и созданного подпора, зарастающие аккумулятивные формы могут возникать и выше по течению реки.

Существует множество типов временных водотоков, на движение воды в которых влияет растительность. При решении практических задач чаще всего возникают проблемы в исследованиях движения воды на заросших поймах и склонах, а в последние годы при создании водных путей для отвода ливневых вод, придорожных канав и биологических задерживающих ячеек. Такие каналы и ячейки сейчас массово строятся в развитых странах и в англоязычной литературе обозначаются терминами «vegetated waterways», «grassed waterways» и «bioretention cells». Они отводят ливневый сток, не вызывая эрозии или затопления, а также улучшают качество воды.

Вопросы морфологии, гидрологии и гидравлики пойм подробно рассмотрены в [Барышников, 1984]. Здесь лишь отметим, что для пойм и временных водотоков характерна неоднородность структуры растительности (затопленный лес, фруктовые деревья, кустарники,

агрокультуры, луговая растительность, ВВР пойменных водоемов), ее мозаичность и тесная связь динамики водных масс с глубиной затопления.

Вторым большим классом зарастающих водных объектов являются водоемы. Степень и скорость зарастания водоемов зависит от их происхождения, размеров и геоморфологических особенностей котловины, времени существования и стадии развития водоема, связи с более крупными водным объектами, наличия проточности, водообмена, режима уровней и ветроволновых явлений. Так на крупных озерах растительность занимает только узкую прибрежную буферную полосу, в то время как мелкие озера, старицы, ильмени и эфемерные водоемы (“*vernal pool*”) могут полностью зарастать. Последние во множестве встречаются на водоразделах, поймах крупных рек и в их устьевых областях. Для зарастающих водоемов со слабым водообменом характерно сплавинобразование. В свою очередь сплавнины можно разделить на прибрежные, плавающие, блокирующие и искусственные.

Среди искусственных водоемов, использующих очистные свойства сообществ ВВР, наибольшее распространение получили ботанические площадки и биопруды с посадками ВВР. Используется способность растительности гасить ветровые волны и препятствовать размыву грунта. С помощью жесткой ВВР закрепляются мокрые откосы дамб, а при обваловании водоемов из растительности устраиваются специальные волногасящие полосы.

Особого внимания заслуживает зарастание мелководий прудов и водохранилищ. В зависимости от преобладающего уровня режима (постоянный, переменный или наблюдается периодическое пересыхание водоема) зарастание прудов может существенно отличаться. Кроме того, уровень воды в прудах может меняться в результате природных факторов или регулироваться искусственно. Довольно часто вода в прудах спускается на зиму.

Доля мелководий в малых водохранилищах составляет от 27 до 90 % общей площади. Для таких водохранилищ различают три гидрографических района (зоны): речной, переходный (зона виклинивания подпора) и приплотинный (озерный), которым часто соответствуют геоботанические районы: сплошного, смешанного и фрагментарного зарастания [Широков, Лопух, 1986]. Площадь мелководий крупных водохранилищ колеблется от 3 до 48 %. В зависимости от происхождения и изолированности от транзитного потока мы выделяем пять подтипов мелководий крупных водохранилищ: затопленные устья постоянных и временных водотоков, впадающих в водохранилище, полузакрытые заливы, открытые заливы, мелководья на участках бывшей поймы реки и надпойменных террас, прибрежные отмели [Казмирук, 1999, 2001].

Гидрологический режим устьевых областей переходный от водотока к водоему. Этим и определяется их особое положение. В работе [Михайлов, Рогов, Чистяков, 1986] выделено 23

морфологических элемента гидрографической сети устьевых областей. Общим для всех устьев является гашение кинетической энергии потока и, как следствие, отложение наносов. Растительность усиливает этот процесс, во-первых, увеличивая гидравлическое сопротивление потоку, во-вторых, сорбирует взвесь и способствует ее осаждению. В зависимости от объема жидкого и твердого стока, уровня, геоморфологических особенностей и ветро-волнового режима приемного водоема, возможно множество типов и подтипов устьевых областей.

Если водоток впадает в глубоководную часть водоема, устьевая область представляет собой залив. В этом случае зарастают только верховья залива: зона выклинивания подпора и смешения вод. Иногда такие заливы частично отделяются от приемного водоема, образуя лагуну или лиман.

При выходе водотока в мелководную часть водоема устьевая область может занимать большие территории. Сеть затопленных и заросших ВВР мелководных участков, непосредственно не связанная с приемным водоемом и включающая устьевые водоемы и протоки между ними, образует плавни. Выше по течению реки образуются крепи - периодически затапливаемые заросли из жесткой воздушно-водной растительности (преимущественно тростника). Гидрологический и гидравлический режим плавней и крепей определяется речными факторами.

В рамках поставленных задач необходимо отметить и другие морфологические элементы устьевых областей. Прежде всего, это баровые отмели, образовавшиеся в результате отложения речных наносов. Между морским краем устья и свалом глубин в некоторых случаях располагается отмелая зона устьевого взморья. На режим баровых отмелей и отмелой зоны устьевого взморья влияют как речные, так и морские факторы.

Морские устья крупных рек часто являются уникальными водными объектами с азональным природным комплексом и рядом особенностей. К таким особенностям, например, относятся култуки и кулисы в устье Волги, образовавшиеся в результате строительства рыбоходных и судоходных каналов или мангровые заросли в устьях побережий Азии, Африки и Южной Америки. Практически не изучены гидроэкологические особенности устьевых участков рек, впадающих в озера и водохранилища. Они часто рассматриваются как проточные заливы этих водных объектов, что с точки зрения закономерностей взаимодействия движущейся воды, седиментов и ВВР, не совсем корректно.

1.5. Классификация антропогенных воздействий на зарастающие водные объекты

Антропогенные воздействия на зарастающие водоемы и водотоки можно разделить на прямые и опосредованные, которые имеют разную направленность и вызывают изменение характеристик ложа, водных масс или растительности (таблица 1.4). В конечном счете это приводит к измерению степени зарастания или структуры зарослей, что, в большинстве случаев, является следствием различных видов хозяйственной деятельности на водных объектах или их водосборах, а не специальных мероприятий по регулированию зарастаемости.

Одни и те же виды хозяйственной деятельности могут вызывать различную направленность процессов зарастания на разных водных объектах или их частях. Например, строительство подпорных сооружений и снижение скоростей движения воды на крупных и средних реках, способствуют зарастанию акваторий выше этих сооружений, но снижение обводненности нижележащих водоемов, понижение базиса эрозии и развитие эрозионных процессов, в результате уменьшения стока наносов, могут привести к деградации ВВР ниже по течению реки. Несколько иная картина при том же виде хозяйственной деятельности наблюдается на малых реках с низкой поймой и развитием меандрирования. Перекрытие русла малой реки или его сужение при устройстве трубчатых переездов вызывает зарастание не только прибрежной затопленной части вновь образовавшегося водоема, но и участков нижнего бьефа, что является результатом снижения глубин и обводненности территории. Такую ситуацию мы наблюдаем на малых реках Краснодарского края: Понура, Челбас и Кирпили. Реки фактически превратились в цепочки зарастающих, заиляющихся и заболачивающихся прудов.

Как было отмечено выше, самым мощным видом антропогенного влияния на зарастающие водотоки и водоемы является их эвтрофирование. Если на начальных стадиях эвтрофирования общая биомасса ВВР обычно увеличивается, то с дальнейшим увеличением биогенной нагрузки происходит изменение структуры ценозов, прежде всего, погруженной растительности, которая наиболее тесно связана с характеристиками воды. В условиях эвтрофирования водоема изменение структуры фитоценозов погруженной ВВР проявляется прежде всего в том, что из ее состава начинают исчезать виды растений, характерные для слабоэвтрофных и умеренно эвтрофных условий обитания и появляться виды, переносящие высокие и очень высокие концентрации биогенов в окружающей среде [Экосистемы в критических состояниях, 1989]. Так, при эвтрофирующих воздействиях, идущих со стороны водосбора, в литорали резко уменьшается количество харовых водорослей, а на участках водоема, подверженных наиболее

Таблица 1.4. Классификация антропогенных воздействий на зарастающие водотоки и водоемы

Тип воздействий	Основная направленность и вид воздействий		
	ложе	водные массы	ВВР
Прямые	Строительство магистральных каналов и коллекторов	Создание водохранилищ, прудов, отстойников, фильтрационных полей	Выкашивание (общее, прибрежное) Выжигание Разреживание
	Строительство каналов в устьях рек	Строительство подходных дамб, насыпей, каналов	Вытаптывание Боронование (разрушения корневой системы)
	Канализация рек	Строительство полузапруд	Разведение ондатры, нутрии, растительноядных рыб
	Расчистка мелководий	Строительство мостов	Посадка растительности
	Добыча сапропеля, торфа	Обвалование	Завоз новых видов ВВР
	Разрыхление донных отложений	Перераспределение стока во времени	Создание биоинженерных конструкций
	Засорение русел и озерных котловин	Уменьшение водности	
	Промывка русел	Устройство прокосов Движение судов	
Опосредованные	Распашка склонов	Регулирование бассейнового стока	Складирование минеральных и органических удобрений вблизи водных объектов
	Орошение склонов	Осушение болот	
	Сведение лесов	Спуск озер	Сброс (смыв) поллютантов (токсичных, содержащих биогенные элементы, изменяющих прозрачность воды, подогретых вод)
	Строительство плотин, дамб	Заболачивание участков суши	Орошение сельскохозяйственных угодий, сопровождающееся вымыванием солей
	Добыча нерудных материалов в руслах притоков	Изменение уровня приемного водоема	Загрязнение атмосферы (образование кислотных дождей)
		Устройство водоохраных защитных лесополос	Изменение ледового режима Глобальное изменение климата

сильным воздействиям, они исчезают совсем. В то же время в условиях эвтрофирующих воздействий водосбора массовое развитие получают такие виды макрофитов, как уруть колосистая, роголистник погруженный (темно-зеленый) (*Ceratophyllum demersum*), лютик желтолистный (*Ranunculus circinatus* Sibth.), ряска трехдольная (*Lemna trisulca*), рдест

гребенчатый. В литорали наблюдается уменьшение видового разнообразия и преимущественное доминирование немногих и даже одного вида погруженной ВВР.

Иногда, на фоне эвтрофирующих воздействий, широкое развитие получают ненативные виды, которые начинают доминировать в пространстве и по биомассе. Такая ситуация сложилась на оз. Конезус (Нью-Йорк, США), для которого, на устьевых участках впадающих рек, отмечено увеличение степени развития и биомассы вида-вселенца урути колосистой и снижения роли местных видов водных макрофитов. При этом наблюдается связь между потенциалом роста урути и уровнем поступающих с речными водами биогенов с сельскохозяйственных полей. Для снижения потенциала развития урути предлагается возможность снижения биогенной нагрузки от сельхозугодий [Bosch et al., 2007].

К наиболее значительным нарушениям структуры погруженных фитоценозов относится массовое появление в их составе нитчатых водорослей - компонента, чуждого их естественному состоянию. В ненарушенных условиях естественного водоема нитчатые водоросли не отличаются большими продукционными возможностями и не получают широкого распространения в литорали, так как не могут обеспечить себя питанием за счет естественных ресурсов. Эти возможности увеличиваются лишь при антропогенном обогащении водоема биогенами, и только в этих условиях нитчатые водоросли способны создавать в литорали значительную биомассу. Обладая высокой фотосинтетической активностью и способностью к быстрому воспроизводству, эти водоросли в условиях повышенного поступления в водоем питательных веществ широко расселяются в прибрежной зоне, образуя мощные скопления, как на субстрате, так и в толще воды [Экосистемы в критических состояниях, 1989].

С увеличением трофического статуса водоемов повышается устойчивость их растительного покрова к антропогенному загрязнению. Наиболее ранимы и быстро реагируют на загрязнение северные олиготрофные озера. Наиболее устойчивы южные слабоэвтрофные озера. Водоемы тундры и лесотундры, имеющие в нормальном состоянии низкий уровень зарастания, в результате умеренной антропогенной эвтрофикации могут заметно увеличить степень и интенсивность зарастания, а также количество произрастающих видов ВВР, причем происходит это, главным образом, за счет распространения более южных привнесенных растений. При сильном антропогенном эвтрофировании наблюдается резкая вспышка развития одного или нескольких гидрофитов.

Значительно сложнее реакция ВВР на различные загрязнения, которые оказывают как прямое, так и косвенное воздействие на среду обитания растений. Устойчивость ВВР к загрязнению носит неспецифический характер и в значительной мере определяется степенью их связи с водной средой, преадаптацией растений к засолению и эвтрофикацией водоемов

[Данилов-Данильян, 2018; Рудаков и др., 1992]. В условиях повышенной комплексной антропогенной нагрузки (водоемы населенных пунктов) или при поступлении в водоем промышленных стоков водные растения исчезают совсем или представлены незначительным количеством одного-двух видов.

Существует целый ряд методов, направленных на ограничение зарастания водоемов. Они подробно рассмотрены в работах [Антропогенное воздействие..., 1980; Прыткова, 2002; Эйнон, 1992; Экология зарастающего озера..., 1999]. В нашей стране наибольшее распространение получили механические (выкашивание, выжигание, разрушение корневой системы растений, дноуглубление) и химические (применение гербицидов) методы.

Недоучет и нарушение естественных связей и тенденций развития экосистем зарастающих водотоков и водоемов при их хозяйственном использовании нередко приводят к тому, что планируемый эффект или не достигается, или его достижение требует постоянных дополнительных затрат. Приведем несколько примеров.

Примерно с 1957 г в условиях низкого стояния уровня Каспийского моря отмелая зона устьевого взморья Волги площадью около 11 тыс. км² начала интенсивно зарастать, что стало препятствием для прохождения на нерест и обратно в море осетровых рыб. Этому способствовало уменьшение стока Волги, низкий уровень моря и, как следствие, малые глубины и пресная вода в отмелой зоне. Существенное влияние на зарастание отмелой зоны оказало увеличение стока биогенных веществ, плодородная почва и сравнительно высокая температура воды в вегетационный период.

Для улучшения условий нереста и нагула молоды осетровых и частиковых рыб в отмелой зоне в 1960-х годах были построены основные рыбоходные каналы общей протяженностью около 900 км. В настоящее время в отмелой зоне существует 2 судоходных канала, 8 магистральных каналов-рыбоходов и 16 вспомогательных каналов-рыбоходов, не имеющих выхода на приглубое взморье. Каналы дополнялись прокосами, которые представляют собой расчищенные от ВВР полосы шириной 10-60 м вдоль и поперек отмелой зоны. Ширина магистральных прокосов - 50-60 м, прокосов 1-го порядка - 25-30 м, прокосов 2-го порядка 10-15 м. Кроме того, в настоящее время выполняется расчистка отдельных участков взморья. Общий объем ежегодного выкоса растительности колеблется в пределах 2-30 тыс. га. С целью разрушения корневой системы ВВР, выполняется боронование отмелой зоны, составившее в 1999 г. 11 тыс. га [Катунин, Бережнов, Немошкалов, 2003].

Трассировка некоторых каналов без учета преобладающих направлений струйных стоковых течений явилась одной из причин их интенсивного заиления. До 1993 г. рабочее состояние каналов-рыбоходов поддерживалось регулярным проведением дноуглубительных

работ. При этом ежегодные объемы работ колебались от 5,0 млн м³ (1988 г.) до 13,0 млн м³ (1992 г.). С 1993 г. по 1997 г. из-за финансовых трудностей дноуглубление каналов-рыбоходов не проводилось, в результате чего русла некоторых каналов полностью (Иголкинский канал) или частично заилились. Так в русле Кировского канала при входе в Каменную яму в 1997 г. образовалась баровая отмель, которая в межень превращалась в остров. В 1998-2000 гг. были проведены ремонтные дноуглубительные работы на некоторых обмелевших участках Кировского, Кулагинского, Гандуринского, Старо-Иголкинского, Обжоровского, Карайского, Тишковского и Мало-Белинского каналов-рыбоходов с общим объемом 0,98 млн. м³ вынутого грунта, что явно недостаточно для поддержания проектных функций каналов.

Кроме того, строительство каналов также способствовало зарастанию отмелой зоны, то есть, с одной стороны, каналы обеспечивали пропуск большего расхода воды, чем площадь, занимаемая ими до строительства, с другой - отвалы из грунта на бровках каналов служили очагами распространения ВВР. В результате, начиная 1990-х годов, заросли ВВР занимают около 70 % акватории устьевого взморья Волги, а образовавшийся из растительности естественный биофильтр накапливает загрязняющие вещества, поступающие с волжским стоком с территории, где проживает 40 % населения России и сосредоточено 3/4 промышленного производства страны.

Наличие обширных зарослей ВВР в отмелой зоне устьевого взморья Волги при неблагоприятных климатических условиях является основной причиной нередких случаев возникновения гипоксических явлений. Наиболее тяжелая ситуация с широким распространением гипоксии наблюдалась летом 1999 г. В каналах-рыбоходах содержание кислорода в воде составляло менее 6 мг/л, то есть ниже критического значения для природных водоемов, а в межканальных пространствах, в так называемой "черной воде", его количество снижалось до отметок 2 мг/л, а ночные часы доходило для аналитического нуля [Бухарицин, 2007]. Возникновению обширных зон гипоксии способствовала предшествующая зимняя гидрометеорологическая обстановка. Аномально теплая погода зимой 1998/99 гг. привела к тому, что в дельте Волги и на Северном Каспии ледяной покров практически отсутствовал. Прошлогодняя водная растительность, прочищаемая каждой весной массами дрейфующего льда, осталась практически нетронутой и впоследствии оказалась затопленной. Начавшееся весной разложение ВВР усилилось в летние месяцы, в связи с повышением температуры воды до 24-26°. Растворенный в воде кислород интенсивно расходовался на окисление растительных остатков. В каналах-рыбоходах ситуация усугубилась еще и тем, что в каналы сильно обмелели из-за прекращения дноуглубительных работ, а приходящая из забровочных пространств черная вода вынудила рыбу заблаговременно уходить в более глубокие места с большим содержанием

кислорода. Весной 2020 г. в этом же районе по аналогичной причине был массовый замор рыбы в резервате «Акжайык» в дельте р. Урал (Казахстан).

В Нидерландах в 1940-1950 гг. большинство мелководных озер имело богатую погруженную растительность и прозрачную до дна воду. Но сброс сточных вод вызвал «цветение» воды, исчезновение растительности и связанной с ней популяции щуки [Grimm, Vackx, 1990]. В связи с этим правительством Нидерландов была принята программа, согласно которой вынос фосфора из точечных источников загрязнения за период 1985-1995 гг. подлежал уменьшению на 50 %. Кроме того, понадобились работы, связанные с уменьшением выхода фосфора из донных отложений, увеличением проточности водоема и проведением биоманипуляций, выражающихся в управлении запасами рыбы, развитием макрофитов и моллюсков-фильтраторов. Аналогичные мероприятия были предложены для менеджмента развития макрофитов в ветленде, расположенном природном заповеднике Италии "Paludi del Bustello" [Longhi, Volpagni, Bartoli, 2007].

Снижение фосфорной нагрузки позволило довольно быстро уменьшить биомассу фитопланктона, повысить прозрачность воды и восстановить обилие некоторых видов ВВР в озерах Нидерландов. Так, в двух мелких озерах, расположенных в природном заповеднике Ботсхол, уже через 4 года наблюдался взрывной рост харовых. Однако чистое состояние воды оставалось нестабильным, и экосистема этих озер изменялась от прозрачной воды со значительной растительностью до мутной воды с малым количеством растений. Такая нестабильность может быть вызвана изменчивостью поступления фосфора из атмосферы и с поверхностными водами. Было установлено, что большее количество фосфора поступает в озера в дождливые зимы. Учитывая то, что за последние 60 лет климат Нидерландов стал теплее и влажнее, что сопровождается увеличением потоков воды с суши с повышенным содержанием гуминовых кислот и фосфора, это усиливает нестабильность популяций харовых [Rip, Ouboter, Los, 2007].

Несколько иная, но похожая по последствиям, ситуация сложилась на оз. Хафель в Германии. Озеро интенсивно используется для судоходства, приема сточных вод, добычи прибрежного ила и в качестве рекреационной зоны. До 1960-х годов берега озера окаймлял пояс тростниковых зарослей шириной до 100 м. Сейчас они на 70 % уничтожены, что привело к сильной эрозии берегов. Причина деградации ВВР - прибойные волны, создаваемые грузовыми, туристическими судами и моторными лодками, а также эвтрофирование, приведшее к массовому размножению кладофоры, скопления которой погребают под собой побеги других растений.

Для устранения береговой эрозии с 1964 г. на озере ведутся посадки тростниковых зарослей, однако это не остановило процесса деградации растительности. Для защиты зарослей, в 1982 г. начато строительство на мелководье волноломных дамб из фашин. На участках берега, где тростниковые заросли полностью уничтожены, высаживают ирис, осоку, рогозы, аир, камыш и тростник. Хорошо зарекомендовало себя использование для этого рассады на кокосовых матах или в горшочках, обеспечивающие дальнейшее самостоятельное размножение растений [Krauss, 1993].

Во всех, приведенных выше примерах, одной из причин деградации ВВР было эвтрофирование озер. На оз. Хафель вторым существенным антропогенным фактором деградации ВВР были волны от судов, вызывающие, как прямые механические повреждения растений, так и разрушение среды их обитания через взмучивание донных отложений, а также эрозию прибрежных отмелей и берегов. При этом эрозия берегов была следствием деградации ВВР, вместе с тем, фактором, усиливающим эту деградацию. Однако, есть примеры, когда первичные факторы, вызывающие деградацию ВВР и среды ее обитания, находятся за тысячи километров от территории, где проявляется их действие. Так, в устьевой области р. Янцзы (Китай) регрессия дельты и деградация ветлендов вызвана интенсификацией береговой эрозии в результате снижения в среднем на 30 % стока речных наносов, что, в свою очередь, является следствием строительства плотин в конце 1960-х гг. и, особенно, плотины Три ущелья [Yang et al., 2006].

Низовья рек и их устьевые области одни из самых антропогенно нарушенных частей водных объектов. Фрагментированная под влиянием человеческой деятельности, приречная растительность все менее эффективно сдерживает эрозию речных берегов в низовьях р. Сан-Франциску (Бразилия), в результате чего усиливаются оползни и смывы, ведущие к заиливанию и потере продуктивных земель. Вместе с изменениями гидрологического режима в нижнем течении реки, это угрожает биоразнообразию приречной экосистемы [Holanda et al., 2005].

Усиленный сбор взморника морского (*Zostera marina*) в эстуарной лагуне - оз. Накауши (Япония) привел к снижению его обилия и количества удаляемых с биомассой растений биогенов (5,3 % N и 11 % P от общей нагрузки на озеро), что стимулировало развитие фитопланктона. Кроме того, сократилась численность донных рыб и ракообразных, а численность непромыслового моллюска-фильтратора возросла (*Musculus senhousia*). Это привело к эвтрофированию озера, а также краху местного промысла. В соседнем оз. Синдзи исчезновение погруженной растительности привело к увеличению численности промыслового моллюска-фильтратора (*Corbicula japonica*) [Yamamuro et al., 2006].

Антропогенное вмешательство может привести к довольно быстрым изменениям в экосистеме зарастающих водных объектов. В 1973 г. на юго-востоке штата Техас (США) было создано водохранилище Конро. К 1976 г. около 6 % поверхности водохранилища оказалось заросшим погруженной ВВР, и в период с 1979 по 1981 гг. площадь, занятая водной растительностью увеличилась с 29 до 44 %. Для борьбы с ВВР в 1981-1982 гг. водохранилище зарыбили 270 тыс. экземпляров белого амура, что составило 74 экземпляра на 1 га акватории с водной растительностью. Через год после вселения белого амура площадь, занятая водной растительностью, уменьшилась с 44 % до 0, что привело к увеличению содержания питательных веществ в водохранилище и возрастанию численности фитопланктона, особенно сине-зеленых водорослей. В связи с высокой биомассой водорослей снизилась прозрачность воды. В то же время отмечено возрастание планктоноядных рыб [Maceina et al., 1992].

В связи с изменением гидрологического режима территории, наблюдается тенденция дальнейшего усложнения радиационной обстановки в водных экосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Строительство комплекса противопаводковых дамб и деградация существующих мелиоративных систем на участке левобережной поймы р. Припяти повлекли за собой изменение гидрологического режима и характера зарастания водных объектов. Отсутствие проточности в водоемах, застойные явления в период весенних половодий и сезонных паводков вызвали усиление процессов переувлажнения и заболачивания одамбированных территорий. В результате этого, на фоне общих тенденций увеличения мобильных форм Sr, в почвах водосборных территорий и донных отложениях водоемов зоны отчуждения происходит постепенное повышение удельной активности радионуклида в воде озер, расположенных на одамбированной территории, а также увеличение интенсивности концентрирования радионуклида ВВР и, очевидно, другими автотрофными организмами [Гудков и др. 2006].

1.6. Негативные экологические последствия зарастания водных объектов

Комбинация факторов и доля каждого из них определяют общую направленность развития природного комплекса зарастающих водных объектов. Так, на проточных участках, в случае формирования зарослей погруженной и воздушно-водной ВВР с общим проективным покрытием до 50 %, кислород, выделяемый растениями, создает благоприятную среду для организмов-деструктантов и других гидробионтов. После гибели растений их остатки и накопившийся за вегетационный период ил вымываются и выносятся стоково-ветровыми

течениями за пределы зарастающих зон, что способствует быстрому разложению и депонированию продуктов распада.

Если на закрытом от ветро-волнового воздействия участке преобладает жесткая воздушно-водная растительность с проективным покрытием более 70 %, водообмен уменьшается в 10-100 раз [Тимченко, 1990б], в результате чего происходит осаждение взвешенных в воде частиц, способствуя накоплению органического вещества, формированию органических илов, отложений из макрофитов и сплавинаобразованию. В этих условиях снижается интенсивность фотосинтеза, что вместе с поглощением кислорода в темное время суток может создать его дефицит и затруднить минерализацию органического вещества. Вследствие недостатка кислорода тормозится или вовсе отсутствует окисление аммонийного азота до нитритов и нитратов.

Все это приводит к тому, что глубины уменьшаются, мелководья полностью покрываются воздушно-водной растительностью, становятся мало-, а затем и непроточными. Прибрежные участки постепенно приобретают характерные черты болота. Качество воды на них ухудшается, одновременно границы прирусловых частей мелководий передвигаются в сторону русла. Такое продвижение будет происходить до тех пор, пока причины, ведущие к образованию мелководий, не уравниваются факторами, противодействующими им (скорость течения, ветро-волновое перемешивание и т.д.).

Накопление в воде продуктов метаболизма приводит к раннему угнетению и разложению макрофитов, что может вызвать летние заморы рыбы [Костин, 1977]. Основной причиной, приводящей к гипоксическим событиям, является высокая концентрация растворенного органического углерода в толще воды. По нашим данным, в некоторых полузакрытых заливах Иваньковского водохранилища концентрация кислорода даже в летний период не превышает 4 мг/л (7-46 % от насыщения), а отношение $O_2/ПО=0,06-0,20$, что создает угрозу заморы рыбы зимой. Как было указано выше, такая же ситуация нередко складывается в отмелой зоне устьевого взморья Волги и оз. Селигер. Разложение и гниение органического вещества, в свою очередь, снижает рН воды, что усиливает растворимость и подвижность металлов, их десорбцию из донных отложений. Кроме того, усиливается поступление из донных отложений фосфора, подавляется деятельность аэробной микрофлоры, ускоряется процесс заболачивания. Происходит не только снижение качества воды и падение биологической продуктивности водоема, но и потеря рыбохозяйственного значения зарослей: густые заросли полупогруженных растений непригодны в качестве нерестилищ и мест нагула рыб [Сиренко, Якубовский, 1989]. Например, в р. Спей (Шотландия) корни вида-вселенца из семейства лютиковых (*Ranunculus spp.*) способствуют накоплению тонких песчаных седиментов на дне реки, что отрицательно

влияет на пресноводных жемчужниц (*Margaritifera margaritifera*) и молодь лосося озерного (*Saimo salar*) и кумжи (*Saimo Trutte*). Быстрое распространение вселенца угрожает развитию охраняемого вида пресноводных жемчужниц [Laughton et al., 2008].

Густая воздушно-водная растительность способствует образованию обособленных экологических ниш, своеобразных застойных зон, где могут возникать условия для «цветения» воды, вызванные влиянием не только конкурентных отношений между макрофитами и фитопланктоном за пищевые ресурсы, но и созданием благоприятных гидродинамических условий для их развития, в том числе, для распределения покоящихся стадий сине-зеленых водорослей (акинет) в донных отложениях. Плотные пленки фитопланктона нами неоднократно наблюдались у зарослей ВВР на Иваньковском и Волгоградском водохранилищах, оз. Селигер и в отмелой зоне устьевого взморья Волги (рисунок 1.11). На это же указывают наблюдения на небольшом водохранилище Бугач, расположенном на окраине г. Красноярска [Кравчук, Анисимова, 2012]. В настоящее время принятыми критическими концентрациями азота и фосфора, при которых летнее «цветение» воды становится вероятным, считается ситуация, когда содержание азота в начале вегетационного периода превышает 0,3 мг/л N, а минерального фосфора - 0,01 мг/л P во время интенсивного перемешивания вод.



Рисунок 1.11. Развитие фитопланктона в застойной зоне Иваньковского водохранилища

В условиях заметно возрастающего поступления биогенных веществ, когда погруженная ВВР насыщается ими до предела и оказывается не в состоянии эти вещества в заметной мере осваивать дальше, фитопланктон получает возможность формировать популяции большой плотности и вызывать при этом резкое снижение прозрачности воды. При понижении прозрачности воды погруженная ВВР уже не может из-за недостатка света нормально осуществлять процессы фотосинтеза и вынуждена отступать в своем распространении на более мелководные участки литорали, если их не занимает надводная растительность. Площадь зарослей погруженной растительности при этом сокращается, часто нарушается кольцеобразный характер ее распространения.

При массовом отмирании сине-зеленых происходит быстрый распад и лизис колоний, особенно в ночные часы. Разложение сопровождается рядом опасных явлений: дефицитом кислорода, выделением токсинов, бактериальным загрязнением, образованием ароматических веществ. В этот период могут возникать помехи в водоснабжении вследствие забивания фильтров на водопроводных станциях, становится невозможной рекреация, возникают заморы рыб. Вода, насыщенная продуктами метаболизма водорослей, аллергенна, токсична и непригодна для питьевых целей. Она может вызывать свыше 60 заболеваний, особенно желудочно-кишечного тракта. Воздействие метаболитов и токсинов сине-зеленых вызывает у рыб и теплокровных животных "гаффскую болезнь". Достаточно широко известны заболевания человека, вызванные контактом с водорослями или употреблением воды из водоемов в период их «цветения» (конъюнктивиты, аллергия) [Оксиюк, Стольберг, 1986]. Все это свидетельствует о недопустимости использования в питьевых целях воды из мест скопления водорослей и водоемов, подверженных сильному цветению, поскольку токсическое вещество водорослей не обезвреживается системами обычной водоочистки и может попадать в водопроводную сеть, как в растворенном виде, так и вместе с отдельными клетками водорослей, не задерживаемыми фильтрами

Сине-зеленые водоросли подщелачивают воду и создают благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры и возбудителей кишечных заболеваний, в том числе холерного вибриона. Отмирая и переходя в состояние фитодетрита, водоросли влияют на кислород глубинных слоев воды. Сине-зеленые в период цветения сильно поглощают коротковолновую часть видимого света, разогреваются и являются источником ультракороткого излучения, что может влиять на термический режим водоема. Уменьшается величина поверхностного натяжения, что может вызывать отмирание гидробионтов, обитающих в поверхностной пленке. Образование поверхностной пленки, экранирующей проникновение в толщу воды солнечной радиации, вызывает световое голодание у других

водорослей, замедляет их развитие [Сиренко, Гавриленко, 1978; Burchardt, Pawlik-Skowronska, 2005].

На зарастающих участках зачастую создается неблагоприятная паразитологическая ситуация из-за развития ряда моллюсков, являющихся промежуточными хозяевами многих паразитов рыб, наземных животных и человека [Мелководья Кременчугского водохранилища, 1979].

Процессы зарастания и заболачивания прибрежной полосы создают целый ряд проблем в прибрежных населенных пунктах и рекреационных зонах. Прежде всего, ограничивается доступ к водоему, рыболовным участкам и возможность судоходства; дно прибрежной полосы формируют органические илы с большим количеством остатков полуразложившейся ВВР; интенсивно протекают процессы гниения, что создает характерные неприятные запахи. У пояса растительности, как правило, образуется слой ряски. Заросли ВВР способствуют развитию анофелеса. Очевидно, что рекреационная ценность таких зон значительно уменьшается. В прибрежной зоне Иваньковского водохранилища длина заросшей и заболоченной полосы равна 238 км или немногим меньше половины длины береговой линии. Больше всего заросла и заболотилась прибрежная полоса Шошинского плеса (143 км), а также, многие населенные пункты Иваньковского плеса. Так, д. Перетрусово, расположенная в приплотинной части Иваньковского плеса, оказалась фактически отрезанная от водоема 300-400 метровой полосой зарослей, сплавин и болот. Это потребовало специальных мероприятий по расчистке мелководий, выполненных в 2010-е годы. То же самое наблюдается в Кравотынском плесе оз. Селигер.

Особенно тревожная ситуация, связанная с экологическими последствиями зарастания и заболачивания, в настоящее время складывается в районе Красноярско-Черebaевской поймы Волгоградского водохранилища, где на некоторых участках наблюдается образование метана и сероводорода. Зарастание пойменных ериков и проток ВВР, снижение их проточности и заиление наносят ощутимый урон состоянию рыбных запасов поймы и ставят под вопрос саму возможность примышленного рыболовства в этом районе. По данным ФГБУ «Нижевожрыбвод» за последние 20 лет рыбопродуктивность поймы упала в разы из-за снижения рыбных запасов и возможностей осуществлять промышленный лов.

Во многих странах Азии и Африки существует проблема деградации экосистем водоемов в связи с вселением и размножением в них водного гиацинта - одного из самых агрессивных инвазивных водных растений в мире. Это свободноплавающее сосудистое растение-сорняк, имеющее происхождение из Южной Америки, способно за год удваивать площадь своего распространения, создавая маты, полностью захватывая весь объем водоема и делая его

непригодным для водоснабжения и проживания рыб. Распространение водного гиацинта сейчас отмечено более чем в 50 странах на 5 континентах и особенно по всей Юго-Восточной Азии, на юго-востоке и юго-западе США, в Центральной и Западной Африке, и Центральной Америке. Ожидается более широкое его распространение из-за роста глобальной температуры [Hellmann et al., 2008; Rahel, Olden, 2008; Rodríguez-Gallego et al., 2004]. Однажды вселившийся, водный гиацинт крайне сложно искоренить, поэтому, цель большинства усилий по управлению зарастанием сводится к минимизации экономических затрат и экологического ущерба. Экологические и социально-экономические последствия распространения водного гиацинта могут быть настолько серьезными, что в Тайланде разработана и реализуется государственная программа по борьбе с этим сорняком. Для борьбы с зарастанием водоемов водным гиацинтом в Японии налажено производство по переработке биомассы этого растения в биотопливо.

Глава 2

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

2.1. Условия произрастания

Являясь биологическим объектом, неподвижным относительно внешней среды, растительность подвержена влиянию многих абиотических и биотических факторов. Видовой состав и плотность зарослей на водных объектах зависят от климатических условий их нахождения, ареала распространения ВВР, ширины и уклона русла, колебания уровней, скоростей течения и прозрачности воды, ветро-волнового режима, состава донных отложений, жесткости воды, амплитуды, частоты и состава поступающих загрязнителей, продолжительности благоприятных условий для развития ВВР, межвидовых конкурентных взаимоотношений, наличия фагов. Экология многих видов ВВР, произрастающих в России и сопредельных государствах, особенности их жизненного цикла подробно рассмотрены в работах [Денисенков, 2000; Кокин, 1982; Матвеев, Соловьева, Саксонов, 2005; Садчиков, Кудряшов, 2004; Соловьева, Лапиров, 2013], а обзор работ по исследованию влияния абиотических факторов на ВВР дан в [Bornette, Puijalón, 2011]. Здесь лишь кратко подчеркнем те особенности экологии ВВР, которые наиболее важны в рамках данной работы.

В умеренном климате и северных широтах, то есть для абсолютного большинства водных объектов России, свойственна цикличность зарастания водоемов и водотоков, вызванная сезонностью развития ВВР и проявляющаяся в ежегодном отрастании надземных органов растений весной из перезимовавших корневищ, луковиц, турбионов, плодов и семян и их отмирании осенью (рисунок 2.1), даже если температура воды имеет небольшие сезонные колебания. Однако, есть несколько видов, среди которых в России наиболее широко распространен хвостник обыкновенный или водяная сосенка (*Hippuris vulgáris*), способные даже в холодном климате находиться в вечнозеленом состоянии.

Если для рек и озер в естественных условиях цикличность зарастания относительно стабильна, то для искусственных водоемов, таких как водохранилища и пруды облик растительного покрова по годам может иметь резкие различия, которые проявляются в степени и интенсивности зарастания мелководий, в величине продукции фитоценозов, в массовом развитии одних видов и не проявлении других, в том числе и тех, которые были хорошо развиты в предыдущие годы [Папченков, 1999]. Летне-осенняя сработка водохранилищ благоприятствует развитию воздушно-водной растительности и ограничивает распространение погруженной, хотя доступность питательных веществ для нее в этом случае возрастает. Именно

наличие летне-осенней сработки обусловило резкое преобладание воздушно-водной растительности в большинстве днепровских водохранилищ.



Рисунок 2.1. Сезонность зарастания р. Сучок (Тверская область): а) апрель, б) октябрь

Многие факторы, связанные с питанием растений, довольно похожи как в водных, так и в наземных средах обитания (например, свет, температура, содержание питательных веществ в субстрате, наличие CO_2). Однако, в водной среде количество поступающего света может быть существенно уменьшено толщиной воды. Прозрачность воды определяется ее цветностью, а также количеством взвешенных в воде минеральных и органических микрочастиц и концентрацией планктона. Цветность воды, в свою очередь, частично зависит от количества растворенного органического вещества.

Абсолютное большинство видов ВВР произрастают на глубинах 0-4 м, хотя известны случаи произрастания и на глубинах более 6 м. Считается, что предельной глубиной произрастания ВВР является глубина воды, прозрачность которой позволяет достичь поверхности растений менее 1-4 % света. Виды, имеющие форму розетки, как правило, колонизируют прозрачные воды, тогда как виды, способные производить прямые стебли, тянущиеся к поверхности воды, могут колонизировать участки с большей глубиной воды. В мутных водах доминируют виды с плавающими листьями или свободноплавающие виды, если условия питания в воде позволяют им расти. Такая толерантность к глубинам воды ведет к формированию зон произрастания тех или иных видов, что на озерах часто приобретает форму концентрических поясов зарастания в соответствии с градиентом глубин. В средней полосе России глубже всех уходят харовые и урутьевые ценозы. Наряду с фитопланктоном, резко ограничить распространение погруженных видов ВВР могут также эпифиты, сокращая оптимальные условия роста для погруженных растений, даже в озерах с достаточной

доступностью света. В глубоких водоемах с прозрачной водой ограничение роста ВВР может быть вызвано температурой. Оптимальной температурой для фотосинтеза большинства макрофитов является температура в диапазоне 20-35°C, хотя они имеют большой потенциал для акклиматизации и могут произрастать при более низких температурах [Bornette, Puijalon, 2011].

Внешняя среда поставляет растениям определенные продукты и энергию для поддержания их жизнедеятельности. В вегетационный период, в зависимости от биометрических и физиологических особенностей, ВВР поглощает из донных отложений и воды биогенные элементы, микроэлементы и различные загрязнители, выделяя в окружающую среду кислород. Ряд элементов входят в ткани растений в микроколичествах или могут быть усвоены лишь в составе определенных химических соединений. Хотя многие питательные вещества вовлечены в процесс роста ВВР, ключевыми элементами для их жизнедеятельности являются углерод, азот и фосфор, поэтому их доступность регулирует первичную продукцию водных экосистем. Наличие в воде CO_2 связано с ее движением, которое стимулирует его растворимость, а также pH, от которого зависят формы существования неорганического углерода. Большинство водных растений потребляют углерод в форме CO_2 или HCO_3^- . При этом способность к использованию гидрокарбонатов положительно коррелирует с отношением скорости роста при высоком содержании растворенного неорганического углерода к скорости роста при его низком значении [Pagano, Titus, 2007]. Таким образом, доступность растворенного неорганического углерода может влиять на структуру сообщества макрофитов.

Увеличение поступления с водосбора биогенных веществ, стимулирует развитие ВВР. Такая тенденция продолжается до накопления в тканях растений определенного количества биогенов. Дальнейшее повышение концентрации биогенов не стимулирует их продукционную деятельность [Gerloff, Krombholz, 1966; Gerloff, 1969; Li et al., 2007]. Количество удерживаемых в тканях растений (корнях, стеблях, листьях, цветах) веществ и их соотношение в течение вегетационного периода изменяются. В пределах одной и той же реки, на различных ее участках возможности для питания растений могут быть различны, особенно, если присутствуют сосредоточенные источники сброса коммунальных или сельскохозяйственных сточных вод. Такие сбросы создают более благоприятные условия для одних видов, способных поглощать дополнительное количество питательных веществ и угнетают другие виды не адаптированные к таким условиям.

Лишь некоторые виды ВВР способны закрепляться на каменистых и гравелистых субстратах. Для закрепления, укоренения и роста большинства же видов растений требуется мелкодисперсный минеральный субстрат, обычно встречающийся вдоль берегов рек или озер и

подверженный воздействию волн, ветра или течений. Плотность, связность и рыхлость субстрата являются одной из причин пространственной дифференциации зарастания водных объектов теми или иными видами ВВР, во-первых, способствуя или препятствуя произрастанию семян, во-вторых, позволяя им укорениться. Кроме того, движение воды является основным агентом распространения семян и вегетативных фрагментов водных растений. Обезвоживание и уплотнение илистых донных и прибрежных отложений во время засушливого периода или сработки водохранилищ может существенно повысить уровень укоренения растений и в целом зарастаемость части водного объекта. Такую ситуацию мы неоднократно наблюдали на Иваньковском водохранилище, в отмелой зоне устьевого взморья Волги и в Волго-Ахтубинской пойме.

С точки зрения гидроэкологических макропроцессов, происходящих в зарастающих водных объектах, наибольший интерес представляют виды макрофитов, соответствующие одному или нескольким следующим критериям:

- способны создавать густые заросли на значительных территориях и поддерживать их достаточно длительный период времени;
- способны производить большую биомассу;
- аккумулируют или обезвреживают загрязняющие вещества, поступающие в водный объект.

Как правило, этим условиям соответствуют виды, произрастающие в широком диапазоне глубин, скоростей течения и мутности воды, устойчивы к засолению, антропогенному эвтрофированию и различным видам загрязнителей. К таким видам относятся, прежде всего, тростник обыкновенный и рогоз узколистый, в обилии встречающиеся почти на всех, обследованных нами водных объектах, манник большой (*Glyceria maxima*), телорез алоэвидный, чилим, роголистник темно-зеленый, элодея канадская, также имеющие широкий ареал распространения. В южных районах России и, в частности, в отмелой зоне устьевого взморья Волги, встречаются обширные поля, заросшие ежеголовником прямым, рдестом блестящим (*Potamogeton lucens* L.), валлиснерией спиральной и сальвинией плавающей (*Salvinia natans*).

В качестве примера, в таблице 2.1 приведены основные характеристики некоторых видов ВВР и условий их произрастания в устьевой области Волги. Следует подчеркнуть, что приведенные характеристики ВВР редко определяются или совсем не определяются в абсолютном большинстве гидроботанических и гидроэкологических исследований. Вместе с тем, они дают возможность более глубокого понимания механизмов гидроэкологических процессов, то есть найти дополнительные связи между гидрологическими особенностями

Таблица 2.1. Основные характеристики ВВР и условия ее произрастания в дельте и отмелой зоне устьевого вэморья Волги

Вид растительности	Средний объем растений в 1 м ³ воды, %	Средний удельный вес сырой растительности, кг/м ³	Период влияния на динамику потока, месяцы в году	Глубина воды, м	Средняя скорость движения воды, м/с	Характеристика грунта
Тростник обыкновенный	0,55	580	I - XII	0-2,0 (0,7)	0-0,13 (0,07)	Ил, ниже песок пылеватый
Сусак зонтичный	0,57	470	VI - XII	0-1,5 (0,6)	0-0,16 (0,06)	Ил
Рогоз широколистный	0,54	280	VI - XII	0-0,2 (0,1)	0-0,05 (0,00)	Ил с песком пылеватым
Рогоз узколистный	0,89	370	VI - XII	0-0,6 (0,2)	0-0,05 (0,02)	То же
Ежеголовник прямой	2,08	410	VI - XII	0-1,6 (1,0)	0-0,48 (0,07)	Ил, ниже песок пылеватый
Валлиснерия спиральная	0,20	900	VI - XI	0,3-2,2 (0,9)	0-0,55 (0,04)	Песок мелкозернистый, плотный
Роголистник темно-зеленый	0,43	1000	VI - XI	0,1-2,2 (1,0)	0-0,21 (0,05)	Ил
Наяда малая	0,78	880	VI - XII	0,05-1,3 (0,6)	0-0,04 (0,03)	Ил
Рдест блестящий	0,29	790	VI - XI	0,6-1,8 (1,2)	0,05-0,25 (0,12)	Песок мелкозернистый с илом и ракушей
Рдест плавающий	0,23	1130	VI - XI	0-1,5 (0,5)	0-0,24 (0,04)	Песок пылеватый с илом
Рдест тонкий	0,16	1080	VI - XI	0,2-1,6 (0,5)	0-0,06 (0,04)	Песок мелкозернистый
Нимфейник щитовидный	0,32	1190	VI - XI	0-1,4 (0,3)	0-0,04 (0,00)	Ил с песком пылеватым
Чилим	0,20	980	VI - XI	0,1-1,4 (0,9)	0-0,09 (0,02)	Песок мелкозернистый, плотный с примесью ракуши и ила
Кувшинка чисто-белая	0,49	770	VI - XI	0,5-0,9 (0,6)	0-0,04 (0,00)	Песок мелкозернистый с примесью ракуши и ила

Примечание. В скобках приведены наиболее часто встречающиеся значения.

водного объекта и его экологическим состоянием. Так, знание плотности тканей или удельного веса растений в их естественном состоянии, особенностей их деградации после отмирания и условий гидродинамической активности водных масс в зоне произрастания ВВР и в целом в водном объекте, дает возможность спрогнозировать варианты отложения растительного опада и формирования того или иного типа донных грунтов. Благодаря наличию пор в своем строении, плотность тканей воздушно-водной растительности в 2-3 раза меньше, чем у ряда погруженных растений, из чего следует, что их фрагменты могут плавать на поверхности воды и переноситься течениями, а также под воздействием ветра, на значительные расстояния от мест произрастания. Кроме того, под воздействием ветра, они могут скапливаться, формируя на поверхности воды мусорные поля и сплавины, а под воздействием ветровых волн выбрасываться и скапливаться в прибрежной полосе.

2.2. Индикационные свойства макрофитов

Как было показано в предыдущем разделе, водная растительность подвержена влиянию многих факторов внешней среды и, в зависимости от ее состояния, развивается в том или иной направлении. В результате каждый вид оказывается жестко связан со специфическим набором внешних факторов в узком диапазоне их изменения, составляющих фундаментальную экологическую нишу [Одум, 1975]. Преобладающие формы движения воды (волновое или поступательное) вызывают различные адаптационные реакции у растений, проявляющиеся в изменении их морфологии: формы листьев, наклона в сторону потока воды или ветвистости [Bornette, Puijalon, 2011; Daniel, Bernez, Hauray, 2006]. Многие морфологические характеристики ВВР зависят от химического состава и свойств воды и донных отложений. Например, диаметр стебля урути очерёдноцветковой (*Myriophyllum alterniflorum*) зависит от электропроводности воды, а отношение длины листа к диаметру стебля - от уровня фосфатов в среде [Chatenet, 2006]. Поскольку структура и морфологические характеристики ВВР отражают состояние водной среды и донных отложений, сама она может рассматриваться как биоиндикатор.

Использование растительного покрова в качестве индикатора, который в интегральном виде характеризует изменение внешней среды, уже получило широкое применение в почвоведении [Алахвердиев, 1987; Бердыев, 1976]. Существуют попытки использования фитоиндикации как косвенного признака гидрологического режима болот [Гидрология суши, 1984], образования вторичных грунтов при заилении водохранилищ [Широков, Лопух, 1986] и экологического состояния ряда водных объектов [Изотов, 2003; Токарь, 2006]. Различные

макрофитные индексы, основанные на определении видового состава сообществ ВВР, их морфологических особенностей, экологической амплитуды и степени развития растительного покрова, в настоящее время разрабатываются и широко апробируются для оценки экологического статуса (трофии, уровня загрязнения, нарушения биотопов) водных объектов Европы (озер, равнинных и горных рек) в соответствии с Европейской рамочной директивой по воде (The European Water Framework Directive) [Ciecierska, 2006; Coops et al., 2006; Feiler, Krebs, Heininger, 2006; Haury et al., 2006; Lambert-Servien et al., 2006; Penning et al., 2008a, 2008b; Solheim et al., 2008; Testi et al., 2006].

Аналогичные индексы, учитывающие местные условия (степень развития и разнообразие местных видов, распространение и влияние инвазивных видов), разрабатываются в Новой Зеландии [Clayton, Edwards, 2006] и США [Croft, Chow-Fraser, 2006]. Так, для 58 прибрежных ветлендов Великих озер было установлено, что распределение инвазивных видов водных макрофитов зависит от степени сельскохозяйственного использования водосбора. Такие виды как рдест гребенчатый, тростник обыкновенный, рогозовые и дербенник иволистный (*Lythrum salicaria*) могут использоваться для индикации степени антропогенных нарушений на водосборе [Treibitz, Taylor, 2007].

Изменения растительных сообществ под влиянием долговременных (многолетних) изменений внешней среды могут происходить как на уровне ассоциаций, так и в рамках одновидовых фитоценозов и отдельных растений. Происходит замещение одних видов другими, выпадение некоторых видов из структуры сообщества, изменение пространственной организации ценозов, фитомассы растений, их химического состава.

В общем случае индикационными признаками ВВР, отражающими экологическое состояние водных объектов, могут быть [Казмирук 2000; Казмирук В., Казмирук Т., Бреховских, 2004]:

- появление или исчезновение в водном объекте видов-индикаторов;
- места произрастания видов-индикаторов;
- скорость распространения видов-индикаторов;
- видовая структура растительной ассоциации (соотношение видов);
- пространственная структура одновидовых фитоценозов;
- морфологические особенности растений;
- химический состав растений;
- наклон растительности как индикатор динамики водных масс.

Скорости биологических процессов на разных уровнях организации экосистемы различны. Соответственно различна скорость реакции и чувствительность к изменениям

внешней среды у отдельных растений, фитоценоза и в целом экосистемы. Чем выше уровень организации экосистемы, тем медленнее она реагирует на эти изменения. Поэтому, рассмотрение состояния и изменений в ВВР на различных уровнях их организации от организма до сообщества дает возможность оценки различных показателей экологического состояния водных объектов (рисунок 2.2).



Рисунок 2.2. Уровни анализа и возможные определения показателей экологического состояния водного объекта с использованием индикационных свойств ВВР

Путем построения соответствующих гистограмм распределения нами были определены наиболее часто встречающиеся глубины h и средние скорости движения воды V в ассоциациях различных видов ВВР (см. таблицу 2.1). На рисунке 2.3, в качестве примера, приведены гистограммы для h и V в ассоциациях роголистника темно-зеленого и рдеста плавающего (*Potamogeton natans*). Из таблицы 2.1 видно, что те или иные виды ВВР преимущественно произрастают при определенных глубинах воды, скоростях течений, типе грунтов. Это свойство ВВР, ее пространственно-временная изменчивость, может быть использовано как косвенный признак для качественной оценки динамики водных масс и в целом экологического состояния водных объектов [Казмирук, 1988; Казмирук 2000]. Учитывая, что, например, низовья дельты Волги и отмеляя зона устьевого взморья площадью около 15 тыс. км² малодоступны (за исключением некоторых рыбоходных и судоходных каналов) фитоиндикация

динамики водных масс приобретает практический интерес и открывает широкие возможности для применения дистанционных методов.

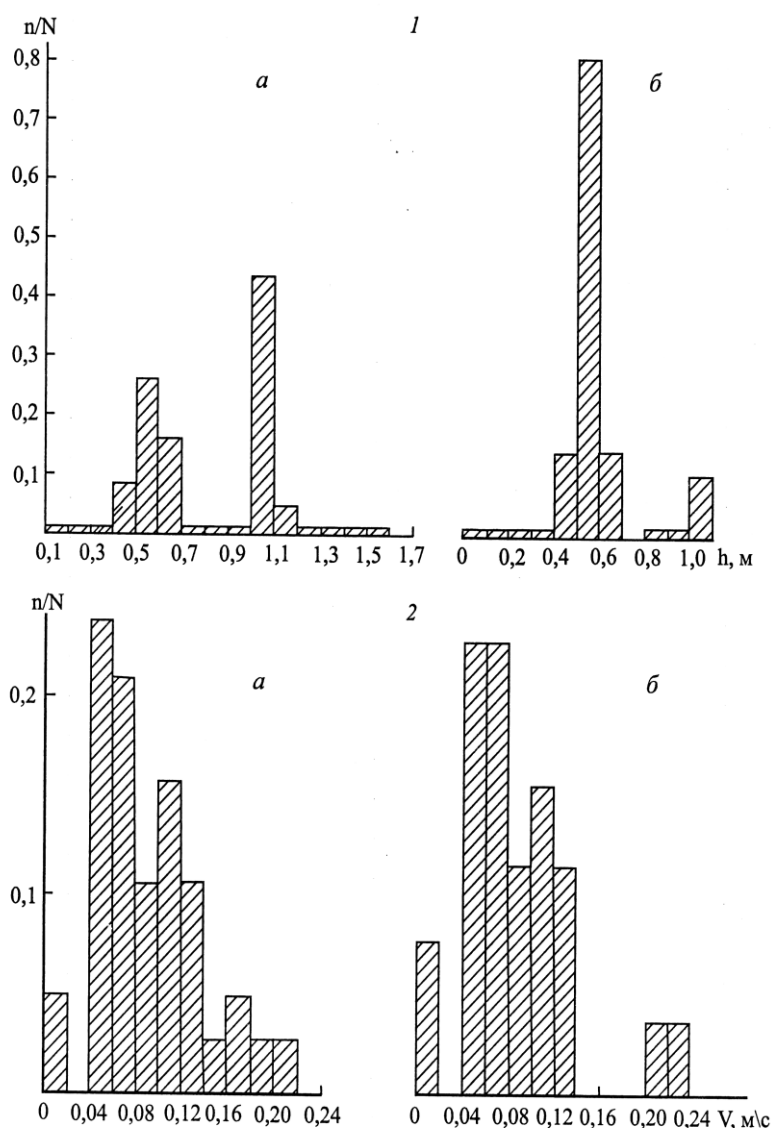


Рисунок 2.3. Гистограммы распределения глубин (1) и скоростей течения воды (2) в зарослях роголистника темно-зеленого (а) и рдеста плавающего (б)

При дешифрировании фото- и видеоизображений индикационными признаками будут: места произрастания тех или иных видов ВВР, скорость их распространения по акватории, конфигурация и структура ассоциации, наклон растений как индикатор направления течения воды. Совокупность этих признаков позволяет достаточно точно судить о глубинах воды, скоростях и направлении течений, динамике взвешенных наносов, типе, состоянии и свойствах донных отложений, направленности руслового процесса. Применительно к низовьям дельты и

отмелой зоне устьевого взморья Волги, с помощью фитоиндикации удастся уже на ранних стадиях установить возможность зарождения новой гидрографической сети и дать фоновый прогноз тенденций ее развития.

Так, рдест плавающий, как правило, колонизирует участки речных баров и кос, тростник обыкновенный и рогоз узколистный - острова, подводные бровки каналов и проток. Хорошими индикаторами зон со слабой гидродинамической активностью являются кувшинка чисто-белая, кубышка желтая, лотос орехоносный (*Nymphaea nelumbo*), чилим. В таких зонах формируются органические илы, чему активно способствует присутствие роголистника темно-зеленого, элодеи канадской, наяды малой (*Najas minor*). Индикатором наличия заторфованных илов выступает телорез алоэвидный, а зон сплавинообразования и заболоченных участков (например, на Иваньковском водохранилище) - хвощ приречной, в то время как места произрастания валлиснерии спиральной могут служить индикатором распространения мелкозернистых песков и плотных донных отложений.

Наиболее широкий диапазон глубин произрастания (около 2,0 м) характерен для погруженной растительности: валлиснерии спиральной и роголистника темно-зеленого, хотя, чаще всего эти виды встречаются при глубинах воды, соответственно, 0,9 и 1,0 м. Очень малый диапазон глубин воды, где произрастает рогоз широколистный (*Typha latifolia*) (0-0,2 м). Этот вид ВВР, как правило, сопутствует рогозу узколистному и оконтуривает поросшие тростником острова, косы и бровки каналов.

В устьевых областях рек, особенно в контактной зоне реки и моря иногда бывает сложно определить направление движения воды. Индикатором направления течений воды может быть мягкая растительность в толще воды, особенно рдесты. По нашим данным, длина рдеста блестящего при глубинах воды 1 м может достигать 7 м. Наклон растительности по направлению течения сохраняется даже при сильных ветрах до 15 м/с.

Следует отметить, что само появление в водоеме эвтрофных видов растительности, то есть требующих для своего произрастания повышенного содержания питательных веществ, является показателем начальной стадии эвтрофирования. Эвтрофными видами ВВР являются: тростник, камыш, рогозы, большинство осок, хвощи, вахта, сабельник и многие другие. Нарушение равновесия экосистемы приводит к отставанию деструкционных процессов от продукционных, а, следовательно, к интенсивному накоплению в водоеме органического вещества. В водоемах, находящихся под сильным антропогенным воздействием, резко уменьшается активность микробиологических процессов, связанных с разложением органического вещества. Нарушение сбалансированности влечет за собой существенные изменения интенсивности процессов не только в водной толще, но и в донных отложениях, что

приводит к возрастанию темпов осадконакопления, а нередко, и к увеличению органического вещества в донных отложениях.

Повышение продукционного потенциала водоема, как следствие антропогенного эвтрофирования, может обеспечиваться как возрастанием продукции фитопланктона в пелагиали, а также за счет ВВР и нитчатых водорослей в литорали. Поэтому, важной составляющей проявления форм эвтрофирования водных объектов является их интенсивное зарастание, заиление и заболачивание. Относительная мера участия ВВР в общем синтезе органического вещества в водоеме зависит, с одной стороны, от особенностей поступления, количества и качества эвтрофирующих веществ, а с другой стороны - от сложившегося в ходе естественного развития лимнического фона, предопределяющего колонизацию ВВР.

При эвтрофирующих антропогенных воздействиях на мелководные водоемы и водотоки с пологой литоралью со стороны водосбора, характер образования первичной продукции идет по макрофитному типу. Эвтрофирование и зарастание водных объектов ускоряет процессы накопления органических илов и отложений из макрофитов. Индикаторами мест таких отложений могут служить заросли телореза алоэвидного, чилима, лотоса орехоносного, кувшинки чисто-белой, кубышки желтой, хвоща приречного. При этом, индикатором сохраняющихся проточных участков и участков с повышенным водообменом служат рдесты (блестящий и пронзеннолистный), а формирующихся баровых отмелей в конце проток – рдест плавающий.

В условиях значительного антропогенного воздействия, ряд загрязнителей, попадающих в воду и донные отложения, например, тяжелые металлы, поглощаются ВВР и накапливаются в ее тканях. При этом происходит существенная дифференциация по аккумулятивной способности различных видов и групп макрофитов, по типам загрязнителей и уровням их накопления различными органами. Это свойство ВВР, в некоторых случаях, также может быть использовано для фитоиндикации загрязнения и в целом экологического состояния водных объектов [Борисова, Чукина, Малева, 2006].

Существующие защитные механизмы помогают сообществам ВВР и в целом экосистеме зарастающих водоемов противостоять как внешним, так и внутренним шумам и, в конечной счете, направлены на обеспечение гомеостазиса системы и понижение ее энтропии. В зависимости от величины нагрузки на экосистему изменяется ее структура. Этот процесс может длиться от 2-3-х до десятков лет. Более быстро на нагрузку загрязнений реагирует внутренняя структура и морфология одновидовых ценозов ВВР. Использование таких ценозов в качестве индикаторов удобно по нескольким причинам: во-первых, ежегодное отмирание надземных частей растений приводит к тому, что ценоз в начале каждого вегетационного сезона в какой-то

степени komponуется заново; во-вторых, внешняя среда в пределах ценоза близка к однородной, в-третьих, шум, создаваемый межвидовыми конкурентными отношениями, имеет минимальную величину.

В идеальном случае, при отсутствии или слабых внешних воздействиях, развитие однородных ценозов происходит на основе внутривидовой конкуренции между отдельными растениями [Арманд, 1988]. В основе такой конкуренции лежит способность растений потреблять рассеянные в пространстве ресурсы жизнеобеспечения. Таким образом, ресурсной нишей отдельного растения является объем грунта, воды и воздуха, из которого оно может добывать необходимые вещества и свет. В результате этого между растениями существуют силы отталкивания, которые уравниваются, если растения располагаются в узлах гексагональной решетки Кристаллера [Изард, 1966]. Те же растения, которые попадают в зону влияния фитогенных полей, испытывают угнетение со стороны соседей. Так фитосистема самоорганизуясь повышает регулярность и понижает энтропию.

Влияние нагрузки загрязнений на экосистемы зарастающих водных зависит от ее амплитуды и частоты. При малых биогенных нагрузках фитосистема функционирует по схеме положительной обратной связи. При более высоких нагрузках, интенсивность роста энтропии фитосистем увеличивается. Этому способствует механизм положительной обратной связи. Особенностью действия и конечным результатом этого механизма, как правило, является разрушение, функционирующей в его рамках, системы. Для водотоков, у которых зарастают только мелководные слабопроточные участки, этот механизм реализуется не полностью, благодаря активности водного потока, выносящего часть биогенов и отмершей растительности из зарастающих зон. Здесь срабатывает регулятор с отрицательной обратной связью. Такая система может существовать как угодно долго до полного эвтрофирования всего водотока.

Схема функционирования зарастающих водоемов (озер, прудов, малопроточных водохранилищ) несколько иная. При устойчивых нагрузках, близких к пределу начала эвтрофирования, процесс накопления органики из растительных остатков в котловине водоема значительно ускоряется. Постепенно изменяя структуру фитоценозов ВВР в сторону их уменьшения и роста энтропии, зарастающий водоем превращается в низовое болото. Аналогичный процесс изменения структуры ВВР происходит при больших и устойчивых биогенных нагрузках, значительно превышающих предел сопротивляемости растений. Задачей регулирования таких водоемов является перевод экосистемы в равновесное состояние на любом абсолютном уровне энтропии и в дальнейшем ее понижении. Наряду с уменьшением нагрузки загрязнений, этой цели может служить создание механизмов отрицательной обратной связи,

например, устройство проточных участков или частичное изъятие фитомассы ВВР [Казмирук В., Казмирук Т., Бреховских, 2004].

Количественной мерой упорядоченности и изменчивости структуры ВВР может служить энтропия Шеннона [Шеннон, 1963] вычисляемая по частотным распределениям реальных совокупностей измеренных данных:

$$J = - \sum_{i=1}^n P_i \log_2 P_i, \quad (2.1)$$

где P_i - вероятность i -го события.

Регулярными распределениями при анализе энтропии являются: регулярное с единой ненулевой частотой и равномерное, когда все частоты равны. При регулярном распределении энтропия равна нулю, а при равномерном она достигает максимального значения.

Модификацией энтропийной меры является показатель условной избыточности, предложенный А.Д.Армандом (1988) для анализа закономерностей распространения точечных объектов на плоскости

$$R_y = 1 - H/H_n = (H_n - H)/H_n, \quad (2.2)$$

где: H_n – энтропия распределения Пуассона; H – энтропия распределения реальной совокупности.

Однородный точечный процесс Пуассона является математической моделью случайного размещения, не взаимодействующих между собой объектов. Когда же конфигурация системы определяется только силами отталкивания, размещение объектов приобретает регулярность, а гистограмма превращается в единственный столбик. Условная избыточность в этом случае равна единице. При случайном распределении (Пуассона) реальной совокупности R_y равна нулю.

Показатель условной избыточности хорошо описывает вклад организующих сил при переходе системы от хаоса к порядку в размещении объектов на плоскости, однако теряет смысл при рассмотрении пространственной структуры. В частности, с его помощью сложно характеризовать и сравнивать влияние внешней нагрузки на размеры растений, находящихся в различных условиях. Этой цели может служить параметр, предложенный нами [Казмирук В., Казмирук Т., 2008].

$$R_n = (H_{\max} - H/H_n) L/L_{\max}, \quad (2.3)$$

где: H_{\max} - максимальная энтропия; L - математическое ожидание линейных размеров растений; L_{\max} - максимально возможный для данного вида и климатических условий размер растений.

Величина в скобках характеризует изменчивость распределения реальной совокупности по отношению к ее реперным показателям и принимает значения: 4 - при равенстве размеров растений; 3 - при их случайном распределении; 2-3 - при кластеризации системы; ~ 2 - при равенстве всех частот размеров растений. Отношение L/L_{\max} показывает насколько средние линейные размеры растений естественных ценозов ВВР отличаются от максимально возможных для идеальных условий произрастания, когда ассоциацию не угнетают внешние шумы. Таким образом, пределы изменения параметра R_n от 0 до 4.

С помощью параметров R_y и R_n нами исследована структура ценозов ВВР на 11 зарастающих участках, расположенных в различных природных зонах (Иваньковское водохранилище, дельта и отмеляя зона устьевого взморья Волги). На обоих водных объектах существуют обширные заросли ВВР, занимающие около 70 % акватории отмелей зоны устьевого взморья Волги и более 50 % акватории мелководий Иваньковского водохранилища.

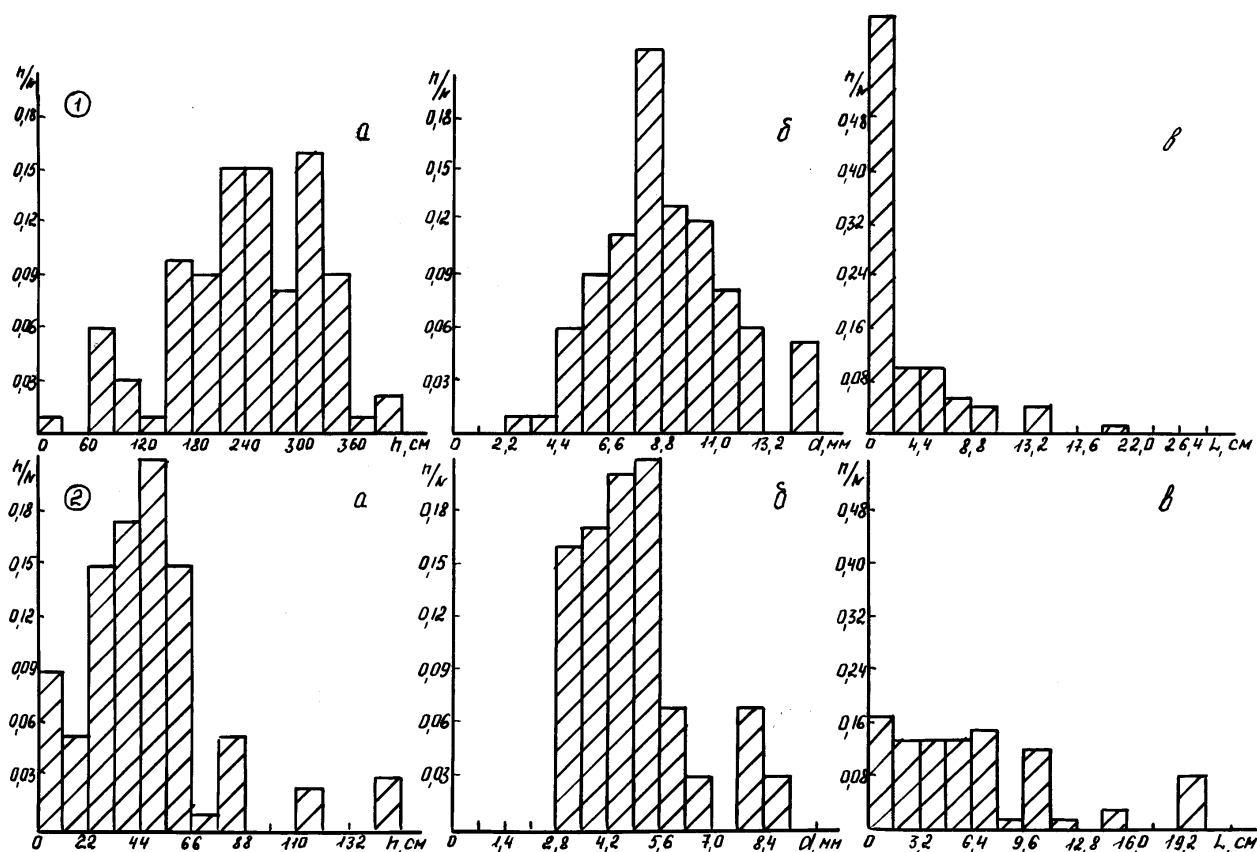


Рисунок 2.4. Гистограммы распределения высот (а), диаметров стеблей (б) и расстояний ближайшего соседства (в) для зарослей тростника обыкновенного, произрастающего в экологически благополучных условиях (1) и находящегося в угнетенном состоянии (2)

Исследования выполнялись для растений трех видов: тростника обыкновенного, рогоза узколистного и ежеголовника прямого, максимум фитомассы которых образуется во второй половине июля и сохраняется до конца сентября. В качестве примера на рисунке 2.4 приведены распределения реальной совокупности параметров, характеризующих структуру тростника обыкновенного, произрастающего в отмелой зоне устьевого взморья Волги в экологически благополучных условиях и условиях интенсивного накопления продуктов метаболизма растительного опада.

2.3. Динамика биомассы

Биомасса ВВР является ее фундаментальной характеристикой, влияющей на большинство гидроэкологических процессов в зарастающих водных объектах. При этом определяющую роль при формировании биомассы ВВР играет видовой состав макрофитов и условиями их произрастания, то есть весь комплекс природных и антропогенных факторов, влияющих на зарастание водотоков и водоемов, а также экологические особенности видов. Обычно, биомассу растений делят на надземную и подземную и определяют только надземную биомассу, поскольку роль подземных органов водных многолетников в обороте органического вещества значительно ниже, чем у надземных. Кроме того, биомасса ВВР, особенно ее надземных частей, имеет сезонную динамику, определяемую ростом и отмиранием растений. Для целей данной работы наиболее существенным показателем является диапазон изменения биомассы основных видов и ассоциаций ВВР без привязки к конкретным водным объектам и условиям произрастания.

Биомасса ВВР определяется на основе эмпирических данных и сильно зависит от выбранного метода сбора полевых материалов, а также опыта исследователя. Фундаментальными работами В.Г.Папченкова (1999), основанными на исследованиях зарастания разнотипных водотоков и водоемов Среднего Поволжья, показано, что для условий России, речные макрофиты в среднем на 25 % более продуктивны, чем водохранилищные и на 27 % - чем озерные, что объясняется разным уровнем обеспеченности элементами питания растений в реках и непроточных или слабопроточных водоемах. Виды, предпочитающие стоячие воды, например, хищная пузычатка обыкновенная (*Utricularia vulgaris*), телорез алоэвидный, элодея канадская или хвоц приречной редко образуют высокопродуктивные заросли в текущих водах. Однако, эта закономерность характерна не для всех видов. Например, камыш озерный (*Scirpus lacustris*), может формировать устойчивые и относительно обширные

заросли, как на реках (особенно в устьях), так и на озерах и водохранилищах.

Биомасса фитоценозов прямо связана с величинами проективного покрытия растений, доминирующих в них. Наибольшей биомассой в формации обладают те ассоциации, сообщества которых являются либо одновидовыми с проективным покрытием 90-100 %, либо сложены двумя-тремя доминирующими видами, каждый из которых имеет проективное покрытие в зарослях более 50 %. Многовидовые сообщества водных растений с низким проективным покрытием доминанта (30-40 %) и наличие 5-8 менее обильных сопутствующих видов (10-15 %) обладают небольшой биомассой [Папченков, 1999].

Следует отметить, что проективное покрытие растительности обычно определяется визуально и зависит от типа зарастания водного объекта, а также мозаичности горизонтальной структуры зарослей различного масштаба, что, в свою очередь, зависит от размеров водного объекта и неоднородности среды, благоприятной для произрастания тех или иных видов. Необходимо различать проективное покрытие площадки, выбираемой в характерном месте, и на которой делается укос для определения биомассы растений, и проективное покрытие зоны зарастания водного объекта. В первом случае диапазон наиболее часто встречаемых проективных покрытий в большей степени зависит от вида ВВР, ее экологических особенностей и обычно лежит в пределах 50-70 %. Для некоторых видов, например, гребенчатого и пронзеннолистного рдестов проективное покрытие менее 30 % свидетельствует об разрушении и деградации растительной ассоциации. Проективное же покрытие всей зоны зарастания водного объекта, как правило, имеет более низкие значения и зависит от условий внешней среды, включая условия произрастания, конкурентные взаимодействия между видами и все разнообразие антропогенных воздействий.

В условиях среды, благоприятных для интенсивного развития водной растительности в большинстве регионов России, средние показатели сырой фитомассы ВВР колеблются в пределах 5-10 кг/м² для воздушно-водных и 3-5 кг/м² для погруженных растений. При проективном покрытии 90-100 % как гелофиты (что чаще), так и гидрофиты (например, кувшинка чисто-белая) могут продуцировать сырую биомассу более 10 кг/м². При этом общая влажность тканей погруженных гидрофитов выше, чем у гелофитов, что отражается на их удельном весе. То есть продуцируя высокую биомассу, гидрофиты не продуцируют высокое содержание органического вещества [Папченков, 1999].

Ориентировочные значения для средней биомассы отдельных видов ВВР можно получить из таблицы 2.1 путем умножения значений среднего объема растений в 1 м³ воды на средний удельный вес сырой растительности. Например, для отмелой зоны устьевого взморья Волги наибольший средний объем в 1 м³ воды занимают заросли ежеголовника прямого (2,08 %),

наименьший - рдест тонкий (*P. heterophyllus* × *P. perfoliatus*) (0,16 %). Среднее значение для растительного покрова составляет 0,55 %, то есть близкое к среднему объему тростника обыкновенного. При наличии информации о соотношении видов, может быть рассчитана средняя биомасса растительной ассоциации. Для сравнения приведем показатели чистой первичной продукции надземных органов доминирующего воздушно-водного *Scirpus giganteus*, произрастающего в пресноводном марше залива Ла-Плата (Аргентина). При произрастании на грунте она равна 1,866, а на славине - 1,109 г/м² в год [Pratolongo, Kandus, Brinson, 2007].

По данным В.Г.Папченкова годовая чистая первичная продукция надземных органов большинства высокотравных гелофитов в 1,2 раза превышает их максимальную надземную биомассу; для низкотравных гелофитов этот коэффициент равен 2,3; для гидрофитов - от 2,5 (в стабильных озерных местообитаниях) до 4,0 (в условиях водотоков и водохранилищ). Продукция же подземных органов ниже максимальной биомассы: у воздушно-водных макрофитов и кувшинковых она равна 1/2 биомассы, у многолетних корневищных гидрофитов (кроме кувшинковых) - 4/5. Основными производителями макрофитной продукции в Среднем Поволжье являются высокотравные гелофиты (рогоз узколистный, тростник южный, манник большой, камыш озерный и рогоз широколистный). Они слабо проявляют себя лишь в условиях стариц (12,7 %) и особенно обильны на водохранилищах и в реках (соответственно 63,9 и 47,5 % от всей сырой надземной биомассы макрофитов). Погруженные укореняющиеся гидрофиты наиболее обильны в старицах - 31,1 % и реках - 20,0 %, растения с плавающими на воде листьями, представленные главным образом кубышкой желтой, в старицах - 24,4 %, озерах - 22,6 % и реках - 17,2 %.

Те же самые виды ВВР, произрастающие в южных районах страны, имеют большую биомассу, чем произрастающие в более северных районах. Показательным в этом плане является сравнительный анализ тростника обыкновенного, растущего на Верхней и Нижней Волге. В отмелой зоне устьевого взморья Волги тростник может иметь высоту до 6-8 м и диаметр стеблей до 2,5 см. На Иваньковском водохранилище, оз. Селигер и других зарастающих водных объектах Верхней Волги высота тростника редко превышает 2,5 м и его фитомасса соответственно в 1,5-2,0 раза меньше, чем на водных объектах Нижней Волги. Показатели рогоза узколистного для этих двух регионов менее контрастные, хотя и подтверждают общую закономерность. В результате глобального изменения климата, показатели фитомассы ВВР также могут существенно изменяться. Так, сообщается, что за период с 1979 г. по 2007 г. на лугах низкого уровня в низовьях Волги наземная масса рогоза узколистного увеличилась в 5-8 раз [Бармин, Полин, 2008].

В средней полосе России большинство видов ВВР достигают наибольшей биомассы и подходят к пику своего сезонного развития (период цветения и плодоношения) в июле - первой половине августа. Время начала вегетации, а также скорость достижения максимума биомассы зависит от вида растений, а также условий произрастания, в том числе климатических и погодных условий. Например, аномально теплая зима и весна 2020 г. стали причиной того, что развитие тростника обыкновенного на Иваньковском водохранилище началось примерно на 10 дней раньше, чем в предыдущие годы.

По нашим данным, интенсивность роста ежеголовника прямого в отмелой зоне устьевого взморья Волги может достигать до 5-10 см/сут. В условиях Иваньковского водохранилища, в начальный период вегетации (вторая половина мая – первая половина июня) интенсивность роста тростника составляет 2,8-4,0 см/сут. Нижний предел приведенного диапазона, как правило, соответствует условиям, когда в этот период сохраняется прошлогодний сухостой или происходит затенение ВВР прибрежной древесной растительностью. В июле месяце максимально развиты сообщества гидрофитов, а в августе - гелофитов. Некоторые сообщества (жерушниковые, осоковые и хвощевые) максимума фитомассы достигают в июне. Обычно, максимум биомассы ВВР сохраняется до середины сентября, после чего происходит постепенная деградация растительного покрова.

2.4. Формирование химического состава

Как уже было отмечено, в процессе роста ВВР поглощает и удерживает в тканях растений значительное количество различных веществ, прежде всего необходимых для ее развития. Общее представление об уровнях накопления в тканях растений различных веществ дает обобщающая таблица 2.2.

На современном уровне знаний о жизнедеятельности ВВР внутренние механизмы поглощения растительностью многих веществ не вполне ясны. Достоверно установлено, что поглощение биогенных и многих других веществ зависит от вида ВВР (экологических и физиологических ее особенностей), сезона года, состава самого вещества. При этом уровень накопления не имеет линейной зависимости от концентрации вещества во внешней среде. По-видимому, в данном случае имеет место проявление защитных механизмов, выработанных ВВР в ходе эволюции. Избирательность накопления растительностью химических элементов проявляется даже при сильной техногенной нагрузке на водоем, например, при ее произрастании в пудах-отстойниках сточных вод. Различно накопление химических веществ в

Таблица 2.2. Пределы изменения содержания химических элементов в тканях растений основных видов ВВР

Вид растительности	Показатели химического состава, мг/кг сухого вещества											Водный объект	Источники
	N	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr	Cd		
Осока острая	11300,0-22000,0	500,0-4400,0	0,07-0,2	0,1-0,2	15,0-43,0	-	-	-	-	-	-	Угличское водохранилище, оз. Балатон (Венгрия), р. Гжебонь (Чехия)	[Довбня, 1979; Дукујовá, 1979]
Тростник обыкновенный	23000,0	1570,0-1800,0	15,0-302,0	16,0-1345,0	5,2-25,8	0,04-2,0	0,04-0,9	0,04-5,2	0,04-0,9	0,04-1,2	0,04	Угличское водохранилище, дельта Волги, водоемы Среднего Днепра	[Довбня, 1979; Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998; Макрофиты-индикаторы изменений..., 1993]
Рогоз узколистный	16000,0	1100,0-3500,0	30,9-213,8	6,0-7000,0	11,3-86,0	0,04-6,0	0,04-1,4	2,1-30,0	0,04-4,2	0,02-0,04	0,04	Угличское, Киевское, Кременчугское, Днепродзержинское, Запоржское водохранилища, дельта Волги	[Варенко, Люб'янов, 1973; Довбня, 1979; Корелякова, 1970; Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998;

Таблица 2.2. (продолжение)

Вид растительности	Показатели химического состава, мг/кг сухого вещества											Водный объект	Источники	
	N	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr	Cd			
														Петькова, Люб'янов, 1969]
Манник большой	30000,0-40800,0	2500,0-3100,0	1300,0	586,0	73,0	0,2	0,5	5,6	-	-	-	Угличское водохранилище, водоемы Чехо-Словакии	[Довбня, 1979; Jahrlova, 1975; Seidel, 1969]	
Ежеголовник прямой	-	-	13,4-357,4	64,0-462,5	5,2-21,8	0,04-0,2	0,04-0,07	0,04-4,4	0,04-0,5	0,04-0,1	0,04	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Камыш озерный	6000,0-30800,0	1100,0-4500,0	10,0-30800,0	500,0-10700,0	0,3-180,0	0,02-0,08	0,003-0,14	0,2-32,0	0,3	0,005-3,6	-	Угличское, Учинское, Кременчугское, Днепродзержинское, Запоржское водохранилища, оз. Онежское, озера Карелии, Белоруссии, Латвии,	[Варенко, Люб'янов, 1973; Довбня, 1979, 1983; Макрофиты – индикаторы изменений..., 1993; Петькова, Люб'янов, 1969; Распопов, 1973; Vavruška,	

Таблица 2.2. (продолжение)

Вид растительности	Показатели химического состава, мг/кг сухого вещества											Водный объект	Источники	
	N	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr	Cd			
													пруды Чехии	1966]
Рис широколистный	20000,0	3800,0	75,0-1634,6	191,5-581,7	8,3-18,7	1,4-6,2	0,4-0,6	1,8-4,3	0,04-0,7	0,04-2,8	0,04	Угличское водохранилище, дельта Волги	[Довбня, 1979; Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Лотос орехоносный	-	-	27,1-1940,0	18,0-1260,0	10,4-22,9	1,3-17,1	0,1-2,1	0,2-9,4	0,04-2,7	0,04-4,2	0,04	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Кувшинка чисто-белая	-	-	258,6-1200,0	297,2-647,8	8,0-45,7	1,1-2,6	0,4-0,9	1,4-2,3	0,3-1,0	0,04-1,3	0,04	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Кубышка желтая	-	-	56,3-1691,2	59,1-1033,5	8,0-25,2	0,04-3,3	0,3-0,9	0,8-4,0	0,04-1,1	0,04-2,3	0,04	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Горец земноводный	29000,0	2000,0	-	-	12,9-29,5	1,2-1,9	1,0-1,4	1,5-3,1	2,2-3,0	-	0,3-0,4	Угличское водохранилище	[Довбня, 1979; Микрякова, 1994]	
Чилим	-	-	63,4-5281,6	393,1-3621,1	7,2-64,7	0,7-40,4	0,2-2,2	1,0-20,7	0,04-	0,04-41,6	0,08-0,2	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин,	

Таблица 2.2. (продолжение)

Вид растительности	Показатели химического состава, мг/кг сухого вещества											Водный объект	Источники	
	N	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr	Cd			
									40,0					1998]
Нимфейник щитовый	-	-	158,2-4656,3	21,0-2208,0	4,3-24,6	0,14-12,7	0,3-3,1	0,4-5,9	0,2-1,4	0,1-9,3	0,08-0,2	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Рдест пронзенный	28000,0	4900,0	550,3-3897,6	33,6-1521,0	5,0-30,7	1,7-11,2	0,5-2,6	0,8-8,0	0,04-2,3	0,5-7,8	0,04-0,2	Угличское водохранилище, дельта Волги	[Довбня, 1979; Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Роголистник темно-зеленый	25000,0	4700,0	1446,9-16691,7	1792,0-8271,7	10,0-37,2	8,5-41,9	1,2-15,9	3,6-13,1	0,9-4,1	2,0-13,8	0,02-1,4	Угличское водохранилище, дельта Волги	[Довбня, 1979; Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Хара	-	-	2249,7	1543,1	9,7	11,6	2,5	3,2	1,4	3,2	0,1	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	
Сальвиния плавающая	-	-	77,5-24900,0	952,1-8704,9	22,9-73,3	2,92-39,6	0,3-10,4	0,7-22,9	0,6-8,3	4,8-31,8	0,1-0,8	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]	

Таблица 2.2. (окончание)

Вид растительности	Показатели химического состава, мг/кг сухого вещества											Водный объект	Источники
	N	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr	Cd		
Водокрас обыкновенный	-	-	1550,0	3519,0	41,8	30,7	7,1	18,0	5,5	21,2	0,3	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]
Ряска	-	-	1405,7	896,0	18,2	19,4	2,0	10,2	1,3	5,6	0,5	дельта Волги	[Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]

Примечание. Прочерк указывает отсутствие данных

разных частях растений: корнях, стеблях, листьях, цветах, плодах, даже в разных частях цветов (лепестках, тычинках, пестиках).

Концентрация минеральных элементов в естественной природной воде весьма низкая, поэтому значения коэффициентов накопления биогенных элементов в тканях макрофитов составляют несколько порядков. Очевидно, что основным регулирующим фактором питания ВВР является ее фотосинтетическая функция и, как следствие, в химическом составе растений преобладает углерод. Он составляет около половины сухого вещества живых организмов. На втором месте находится кислород. Для нормальной жизнедеятельности ВВР необходимо поступление таких макроэлементов, как азот, фосфор, сера, железо, кальций, кремний. Например, при обогащении железом или сульфатами, а также обоими этими веществами, стимулируется рост и повышается конкурентоспособность *Elodea nuttallii* [van Der Welle Marlies et al., 2007].

Количество накапливаемых ВВР веществ может исчисляться десятками тысяч тонн. В ВВР 1 м² площади мелководий Иваньковского водохранилища в среднем содержится 179 г углерода, 8,7 г азота и 0,6 г фосфора [Бреховских, Казмирук, Вишневская, 2008]. Эту часть биогенных элементов растения освобождают только в период массового отмирания осенью, перед ледоставом, и в ходе следующего вегетационного сезона, если часть растений перезимовывает.

Макрофиты и фитопланктон, связывая в процессе фотосинтеза значительное количество углерода, способствуют пополнению запасов органических соединений в экосистеме водоема, а также вовлекают в круговорот биогенные элементы, захороненные в толще донных отложений. Установлено, что воздушно-водная растительность основную часть углерода получает из атмосферы. Так, для растений риса количество углекислоты, получаемой из грунта составляет 0-12 %. Среди видов погруженных гидрофитов наблюдаются заметные различия в отношении их способности удовлетворять потребности в неорганическом углероде посредством корневой системы. В определенных условиях растения этой группы способны удовлетворять до 98 % своих потребностей [Madsen, Saud-Jensen, 1991; Wheeler, Giller, 1982]. Вместе с тем, в работе [Graneli, 1977] показано, что корневые системы урути колосистой и валлиснерии спиральной обеспечивали не более 1,5 % потребностей растений в углероде.

Важную роль для развития растений играет азот. Поглощение нитратов происходит до насыщения, ими растений, и зависит от внутриклеточных концентраций нитратов и хлора. При этом перемещение азота в растениях происходит в разных направлениях, а укорененные макрофиты способны служить своеобразным насосом, способным перемещать азот, фосфор и

другие элементы из грунта с последующим выделением их в воду [Эйно́р, 1992]. В листьях содержание азота обычно выше, чем в подземных органах.

Поскольку поглощение аммонийного и нитратного ионов являются активными энергопотребляющими процессами, существует внутрисуточный режим этих процессов, то есть поглощение активнее протекает днем чем ночью, а образуемые в ходе фотосинтеза продукты восстановления CO_2 активно ассимилируют аммонийный азот. При поглощении нитрат-ионов описанные закономерности менее выражены [Эйно́р, 1990].

Макрофиты являются одними из главных потребителей минерального и органического фосфора в экосистеме водоема. При этом в круговороте фосфора они выполняют, по меньшей мере, три функции: извлекают фосфор из воды и накапливают его в своих органах, выделяют его в воду при изменении физиологического состояния, а также выполняют уже упомянутую функцию «перекачки» фосфора из грунта в надземные органы. Среди различных экологических типов ВВР только прикрепленные виды растений способны перекачивать фосфор из грунта в воду, извлекая его корнями и выделяя листьями и побегами в процессе жизнедеятельности. В работе [Gabrielson, Perking, Welch, 1984] показано, что укорененный гидрофит эгерия густая (*Egéria dénsa*) поглощает корневой системой 83-85 % потребляемого фосфора. Доля фосфора поглощаемого побегами возрастает в дневные часы. Абсолютная величина поглощения фосфора составляет на свету 5 мкг/г сухого веса в час.

Было установлено [Denny, 1972, 1980], что поглощение биогенных элементов, в том числе и фосфора, только за счет одних корней (тростник) или только одними побегами (роголистник) представляют собой крайние случаи. Тростник является гелофитом, а роголистник относится к растениям, у которых корни выполняют только якорные функции и фактически модифицированные листья. Обычно в этом процессе участвуют все органы водных растений. Доля участия корней в поглощении зависит от ряда факторов: условий обитания того или иного вида, уровня развития корневой системы и соотношения биомасс корней и побегов, характера грунта, анатомо-морфологических особенностей самих растений. В ряде случаев соотношение концентрации фосфора в воде и в поверхностном слое грунта определяет преимущественное поглощение его корнями или побегами. В эвтрофном водоеме основным источником биогенов для ВВР служат водные массы.

Осенью происходит перераспределение фосфора в растениях. Например, у камыша из надземных в подземные органы осенью переходит 13-23 % фосфора от его максимального накопления в надземных частях [Graneli, Solander, 1988]. Количество фосфора в органах, относящихся к корневой системе, в том числе корневищах и клубнях, возрастает осенью в 3-4 раза по сравнению с началом периода вегетации [Carpenter, Lodge, 1986; Smith, Adams, 1986].

В работе [Graneli, Solander, 1988] приведены данные по поглощению различными видами погруженных гидрофитов фосфора из грунта и воды с учетом соотношения фосфора в грунте и водной толще. При сравнительно близких соотношениях фосфора в воде и грунте поглощение фосфора корнями и побегами в воде имеет относительно близкие значения. Однако, обычно в водоемах концентрация фосфора в грунте на 2-3 порядка выше, чем в воде. В таких условиях фосфор поглощается преимущественно посредством корневой системы. Для гелофитов характерно именно корневое питание. Косвенным показателем этого является тот факт, что на богатых азотом и фосфором донных отложениях развитие гелофитов, особенно рогоза и тростника, более мощное, чем на обедненных, а концентрация этих элементов внутри растений выше.

Было посчитано [Smith, Adams, 1986], что в расчете на 1 м² произрастания урути колосистой, за год ее корнями извлекается 2,2 г фосфора, а побегами только 0,8 г. Обычно относительные и абсолютные величины поглощения фосфора из грунта и воды колеблются в пределах 70-100 % [Graneli, Solander, 1988].

Еще одним защитным механизмом ВВР является способность накапливать в тканях растений питательные вещества и расходовать их по мере необходимости. В основном различия концентрации биогенов в тканях макрофитов связаны с их таксономическими различиями. Обычно, растения проявляют низкую фенотипическую реакцию на уровень биогенов во внешней среде. В результате этого количество азота и фосфора в тканях растений может быть выше или ниже чем в воде. Для сосудистых растений наблюдается строгое соответствие стехиометрического отношения С:М:Р, что является проявлением гомеостаза у растений и указывает на их низкую индикаторную роль при изучении содержания биогенов [Demurs Benoit, Edwards, 2007]. У некоторых видов, например, берулы прямой (*Berula erecta*) и, особенно у болотника (*Callitriche obtusangula* Le Gall), содержание фосфора в тканях растений коррелирует со скоростью движения воды через заросли. У обоих видов при высокой скорости течения воды содержание фосфора в растениях снижается [Baldy et al., 2007].

Растения способны в ходе развития увеличивать фитомассу в 270 раз, не получая фосфор извне [Эйнон, 1992]. По данным американских исследователей оптимальное количество биогенов, необходимое ВВР для максимальной продуктивности имеет вполне определенный уровень [Gerloff, Krombholz, 1966; Gerloff, 1969]. Концентрация биогенов выше этого уровня не стимулирует продукционную деятельность. То же самое происходит при дефиците каких-либо веществ. Критический уровень концентрации биогенов в тканях ВВР в большинстве случаев составляет 1,3 % азота и 0,13 % фосфора от воздушно-сухого веса растений. В реальных же условиях количество азота и фосфора может существенно варьировать и в 4-5 раз превышать

критический уровень. По-видимому, пределом насыщения ВВР биогенами можно считать: для фосфора 1,4-1,5 %, для азота 5,0-5,5 %.

Кальций извлекается погруженными гидрофитами из грунта, однако для рдеста гребенчатого доказана необходимость кальция именно в воде [Huebert, Gorham, 1989], а рост урути колосистой снижается при уменьшении концентрации кальция в воде. Роль этого элемента важна как компонента карбонатной системы не только вне, но и внутри растения в протоплазме, а также для углеродного цикла при фотосинтезе [Nichols, Shaw, 1986].

Содержание тяжелых металлов в растениях может различаться в десятки и сотни раз, что объясняется существованием видов-концентраторов и деконцентраторов элементов. Установлено, что как минимум 45 семейств и 775 растений являются концентраторами и гиперконцентраторами одного или нескольких тяжелых металлов [Hooda, 2007]. Максимальные концентрации железа и марганца в разных видах могут превышать минимальные в 400-500 раз, концентрации никеля, кобальта, меди, свинца, хрома - 1000 раз, а в растениях одного вида - в десятки раз. ВВР пресноводных водотоков и водоемов занимает промежуточное положение между наземной и морской растительностью (таблица 2.3). При этом существенное влияние на уровень содержания тяжелых металлов в тканях растений оказывает специфическое отношение данного вида к концентрации металла во внешней среде. Так, узкие пределы колебаний концентрации меди в тканях растений объясняются ее токсичностью, свинца - слабой подвижностью в растениях, цинка - большой физиологической потребностью в нем растений, которые накапливают этот элемент независимо от содержания в среде [Школьник, 1974].

Таблица 2.3. Пределы содержания тяжелых металлов в тканях различных групп растений, мг/кг сухого веса

Группы растений	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cr
Наземные растения [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]	18-1500	16-1840	12-300	0,07-48	0,01-200	1-150	0,1-300	-
Водные растения незагрязненных эстуариев [Мур, Рамомурти, 1987]	50-40000	70-15000	10-100	3-40	-	4,5-8,9	2-49	0,2-50
Морские растения [Саенко, 1992]	20-5000	7-1740	1,4-165	1-154	0,1-1090	1,2-86	2,6-19	-

Выполненное нами исследование содержания тяжелых металлов в растениях, донных отложениях и воде дельты и отмелей зоны устьевого взморья Волги показывает, что прямые

зависимости между этими показателями экосистемы отсутствуют (таблица 2.4). Коэффициенты корреляции близки к нулю. Наиболее низкие концентрации всех изученных микроэлементов характерны для тростника обыкновенного, рогоза узколистного и ежеголовника прямого. Сусак зонтичный и кубышка желтая близки к ним по химическому составу за исключением никеля, содержание которого в несколько раз выше. Чилим, рдест блестящий, наяда малая (*Najas minor*) и водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae*) отличаются на порядок более высокими концентрациями железа, которые достигают 0,21-0,24 % сухого веса, а также некоторым увеличением содержания цинка и марганца. Для сальвинии плавающей и роголистника темно-зеленого отмечаются максимальные концентрации марганца (0.14-0.15 %) на фоне общего увеличения интенсивности накопления металлов. Наибольшее содержание практически всех тяжелых металлов наблюдается у валлиснерии спиральной. Бурая водоросль (*Phaeophyceae*), произрастающая в зоне смешения речных и морских вод, также обладает способностью эффективно концентрировать микроэлементы.

Полученные данные подтверждают ранее установленные закономерности об увеличении концентраций тяжелых металлов от жестких прибрежных растений-гигрофитов (тростник обыкновенный, ежеголовник прямой, рогозы узколистный и широколистный) к погруженным водным растениям-гидатофитам (роголистник темно-зеленый), а также от крупнолистных видов растений-гидрофитов, занимающих промежуточное положение между гидро- и гидатофитами, к мелколистным [Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998]. Повышенные количества всех тяжелых металлов у этих групп растений объясняются в первую очередь большей потребностью растений в этих элементах, а также более интенсивным поглощением из воды растворенных форм и их сорбцией из взвешенных форм листовыми пластинками этих растений. Как правило, в пресноводных водоемах максимальные концентрации большинства тяжелых металлов наблюдаются у роголистника темно-зеленого и сальвинии плавающей. Роголистник темно-зеленый имеет самое высокое среди ВВР содержание кобальта, что объясняется хорошей способностью этого элемента проникать в растения через поверхность листовых пластинок [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]. Содержание кадмия в роголистнике темно-зеленом на порядок выше, чем у других видов ВВР. Средние содержания цинка, никеля, кобальта, меди, хрома в сальвинии плавающей и роголистнике темно-зеленом близки к их содержанию в морских растениях-концентраторах.

Кроме того, в летний (июнь) и зимний (декабрь) периоды нами исследовалось накопление меди, цинка, свинца и кадмия ВВР пресноводных ветлендов, расположенных на урбанизированной территории г. Северный Ванкувер (Канада) в устьях рек Сеймур и Мак-Кей (рисунок 2.5). Изучались 8 характерных видов макрофитов: рогоз узколистный, ирис желтый

Таблица 2.4. Содержание тяжелых металлов в воде, донных отложениях и ВВР в дельте и отмелой зоне устьевого взморья Волги

Местоположение станции отбора проб	Описание отобранных проб	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cd	
Белинский банк	Тростник обыкновенный, мг/кг	76,0	38,0	4,4	11,5	6,4	0,2	0,5	0,4	
	Рогоз узколистный, мг/кг	58,0	282,0	11,1	0,8	2,5	0,4	0,5	0,1	
	Рогоз широколистный, мг/кг	455,0	1020,0	15,3	0,8	2,0	1,4	0,5	0,6	
	Ежеголовник прямой, мг/кг	671,0	292,0	9,4	4,7	5,2	2,4	1,2	0,8	
	Рдест блестящий, мг/кг	357,0	310,0	26,0	0,8	20,5	2,0	6,2	1,3	
	Водокрас обыкновенный, мг/кг	1041,0	131,0	11,5	1,0	1,7	4,8	0,5	0,1	
	Вода, мкг/л	59,8	12,1	6,7	6,0	0,006	1,9	0,070	0,58	
	Грунт (илистый песок) по слоям, мкг/г:									
	0-5 см	23700	507	56	27	-	26	-	18	
	5-10 см	29100	714	80	11	-	22	-	18	
	10-15 см	11900	288	13	10	-	11	-	5	
	15-20 см	10300	220	30	32	-	7	-	3	
20-25 см	10300	169	23	10	-	11	-	3		
Рытый банк	Тростник обыкновенный, мг/кг	39,0	78,0	2,1	3,5	0,2	0,2	0,5	1,1	
	Рогоз узколистный, мг/кг	56,0	310,0	5,5	7,1	1,7	0,4	0,5	0,6	
	Кубышка желтая, мг/кг	558,0	346,0	8,3	8,0	3,5	0,4	0,5	0,8	
	Чилим, мг/кг	2030,0	1180,0	8,4	1,7	0,2	2,0	0,5	1,4	
	Рдест блестящий, мг/кг	973,0	730,0	6,5	6,2	0,6	1,0	0,5	1,0	
	Роголистник темно-зеленый, мг/кг	4800,0	4490,0	13,3	20,6	4,7	3,1	3,4	1,7	
	Сальвиния плавающая, мг/кг	4510,0	1550,0	14,1	11,6	0,2	3,3	0,5	1,3	

Таблица 2.4. (окончание)

Местоположение станции отбора проб	Описание отобранных проб	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cu	Pb	Cd
	Вода, мкг/л	15,2	23,0	14,9	8,5	0,006	2,8	0,079	3,3
	Грунт (ил) по слоям, мкг/г:								
	0-5 см	49200	524	83	49	-	40	19	11
	5-10 см	49900	457	90	49	-	48	18	5
	10-15 см	32200	389	56	32	-	26	14	3
	15-20 см	23000	254	26	27	-	18	12	3
	20-25 см	17500	254	13	10	-	18	12	3
	25-30 см	6800	152	20	103	-	7	1	3
Район о.Искусственный	Тростник обыкновенный, мг/кг	65,0	42,0	6,3	13,4	0,2	0,4	0,5	1,0
	Тростник обыкновенный, мг/кг	119,0	10,0	4,9	7,1	0,2	0,3	0,5	0,7
	Рогоз узколистный, мг/кг	90,0	186,0	4,7	0,5	1,2	0,4	0,5	1,4
	Рогоз узколистный, мг/кг	6240,0	205,0	20,0	24,3	5,9	2,0	3,4	1,3
	Ежеголовник прямой, мг/кг	363,0	66,0	9,5	14,3	1,0	0,8	0,5	1,3
	Рдест плавающий, мг/кг	3170,0	96,0	19,7	16,4	3,2	1,9	6,3	1,5
	Водокрас обыкновенный, мг/кг	3320,0	446,0	10,8	8,0	3,5	1,6	3,4	1,8
	Сальвиния плавающая, мг/кг	7740,0	459,0	22,7	35,4	5,4	3,2	8,7	2,8
	Вода, мкг/л	3,6	21,0	12,1	5,7	0,006	2,6	0,156	1,13
	Грунт (ил с остатками растительности) по слоям, мкг/г:								
	0-5 см	27800	424	43	43	-	18	16	7
	5-10 см	28000	372	66	54	-	22	15	11
	10-15 см	30800	440	70	54	-	18	40	7
	15-20 см	30500	389	66	10	-	29	16	3
	20-25 см	36700	406	80	54	-	33	20	7
25-30 см	18400	304	40	43	-	11	14	16	

(*Iris pseudacorus*), канареечник тростниковидный (*Phalaris arundinacea* L.), ситник развесистый (*Juncus effusus* L.), 3 разновидности осок (*Carex aquatilis*, *Carex vulpinoidea* Michx., *Schoenoplectus americanus*), лизихитон американский (*Lysichiton americanus*). Параллельно отбирались пробы воды и грунта, в которых были определены те же элементы.



Рисунок 2.5. Пресноводный ветленд (марш) в устье р. Мак-Кей на урбанизированной территории г. Северный Ванкувер (Британская Колумбия, Канада)

Наибольшее накопление всех исследованных нами тяжелых металлов в макрофитах ветлендов Северного Ванкувера, кроме кадмия, наблюдалось в канареечнике тростниковидном зимой, хотя максимальные значения разных элементов для этого вида были обнаружены в разных органах и частях растения: медь - в верхних 20 см стебля с листьями и в семенах, цинк – в средней части стебля с листьями, свинец и кадмий – в корнях. Такой высокий уровень накопления тяжелых металлов канареечником тростниковидным, по-видимому, не связан с таксономической принадлежностью вида или его физиологическими особенностями, а вызван произрастанием в непосредственной близости от проходящей рядом автодороги, откуда возможно поступление тяжелых металлов с выхлопными газами, а также смыв загрязненных

частиц ливневым стоком. Это косвенно подтверждают высокие концентрации исследуемых элементов, особенно меди, в донных отложениях и воде, взятых в месте произрастания канареечника тростниковидного.

Что касается кадмия, в растениях, исследованных нами ветлендов, его максимальное накопления было обнаружено в цветах и листьях лизихитона американского, что на порядок выше, чем в листьях, произрастающего там же, ириса желтого, хотя в корнях этого растения, обнаруженные концентрации свинца были максимальными из всех определений и в 4-6 раз превышали его концентрации в листьях. Такая же тенденция накопления ирисом желтым металлов наблюдалась для меди и цинка. По-видимому, для двух этих растений накопление определенных элементов в определенных органах является проявлением их физиологических особенностей. Лизихитон американский принадлежит к семейству ароматических растений, цветок которого имеет характерный неприятный запах.

Наблюдается значительная дифференциация накопления тяжелых металлов различными органами растений других видов ВВР. Так, особенностью онтогенетической специализации лотоса орехоносного в устьевой области Волги является активное накопление железа и марганца в листьях. Эти элементы, а также цинк играют важную роль в окислительно-восстановительных реакциях в хлоропластах листьев и синтезе хлорофилла [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Школьник, 1974]. Для остальных органов содержание железа значительно ниже, так как они не испытывают в данной обстановке дефицита этого элемента. Вместе с тем содержание кобальта, хрома, меди и цинка в листьях лотоса орехоносного наиболее низкое. Аналогичное накопление металлов наблюдается у кувшинки чисто-белой и кубышки желтой. В отличие от лотоса, у этих видов низкие содержания никеля и марганца в листьях растений и повышенные количества железа и свинца в лепестках, что можно объяснить особенностями видов. Такие элементы, как медь и цинк у лотоса орехоносного в основном накапливаются в репродуктивных органах (тычинках, пестиках и плодах). Вместе с тем, для этих органов характерны низкие концентрации хрома. Относительно повышенное содержание свинца в стеблях, значения которого убывают от листьев и лепестков к тычинкам, пестикам и плодам [Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998].

Наиболее активно переносятся и накапливаются в растениях такие физиологически важные тяжелые металлы, как цинк и медь, влияющие на изотопный обмен, тканевое дыхание и фотосинтез, а также кобальт и никель, стимулирующие рост растений [Школьник, 1974]. Количество цинка, никеля, кобальта и меди увеличивается от листьев и лепестков к плодам более чем в два раза. Эти двухвалентные элементы обладают в растениях большой подвижностью вследствие способности связываться с низкомолекулярными соединениями

[Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]. Подвижность этих тяжелых металлов и их накопление в листьях и в репродуктивных органах растений отмечалась многими авторами [Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998; Bowen, 1979].

Наименее подвижны в растениях свинец и хром. Из корней в наземную часть растений перемещается только 3 % свинца [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989]. Больше всего хрома накапливается в лепестках. Строение стеблей лотоса орехоносного менее благоприятно для поглощения тяжелых металлов из водной среды, чем у листьев. Поэтому стебли, являясь начальным звеном дифференциации тяжелых металлов, поступающих из донных отложений в другие органы, отличаются слабой вариабельностью химического состава. Исключение составляют железо и хром, основная часть которого задерживается в стеблях. Для лепестков лотоса орехоносного высокие коэффициенты вариации имеют хром (171 %), свинец (74 %) и железо (72 %). Коэффициенты вариации содержания тяжелых металлов для тычинок и пестиков не превышают 58 %. Исключение составляет вариабельность кобальта в пестиках (102 %). Для этих органов характерны максимальные содержания меди и цинка (мг/кг): тычинки - 9,4 и 75,9, пестики - 14,19 и 52,43, соответственно. При этом коэффициенты вариации колеблются в пределах 30-58 %, не превышая в других органах 60-70 %, что указывает на способность растений регулировать содержание биофильных элементов. В целом, у лотоса орехоносного вариабельность тяжелых металлов максимальна в листьях, меньше в лепестках и минимальна в тычинках и пестиках, что говорит о том, что химический состав генеративных органов значительно больше зависит от состояния среды, чем состав репродуктивных органов [Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998].

По нашим данным корреляционный анализ средних содержаний тяжелых металлов в различных видах ВВР показал (таблица 2.5.), что наблюдается положительные статистически значимые корреляции меди с цинком и кобальта с никелем. Кроме того, имеются значимые корреляционные связи железа с медью, цинком, кобальтом и никелем. Это указывает на преимущественно групповое концентрирование микроэлементов различными видами ВВР. По данным [Лычагина, Касимов, Лычагин, 1998] в наибольшей мере групповое концентрирование характерно для сальвинии и роголистника темно-зеленого. Среди прикрепленных растений-гидрофитов с плавающими листьями (чилима, нимфейник щитолистный, рдесты, кувшинка чисто-белая, кубышка желтая) ярко выраженное групповое концентрирование железа, марганца, никеля, кобальта, свинца и хрома характерно для чилима, нимфейника щитолистного и рдестов.

В последние десятилетия большую актуальность приобрели исследования о влиянии ВВР на распределение в водных экосистемах радионуклидов. Толчком для таких исследований

послужила авария на Чернобыльской АЭС. Поглощение ВВР радиоактивных веществ из воды и донных отложений, а также осаждение взвесей с адсорбированными на них радионуклидами в зарослях влияют на процессы миграции и перераспределения радионуклидов в водных экосистемах. Роль фитоценозов в этих процессах определяется их видовым составом, структурой растительных сообществ, а также степенью зарастания водоема.

Таблица 2.5. Коэффициенты корреляции средних концентраций тяжелых металлов в различных видах ВВР

Элемент	Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Mn	Fe
Cu	1,00						
Zn	0,69	1,00					
Pb	-0,23	-0,10	1,00				
Co	0,64	0,95	-0,22	1,00			
Ni	0,55	0,88	-0,29	0,93	1,00		
Mn	0,44	0,37	-0,06	0,33	0,35	1,00	
Fe	0,55	0,85	0,33	0,73	0,62	0,34	1,00

Уже в первые недели после аварии радиоактивность абиотических компонентов и гидробионтов увеличилась в десятки и сотни тысяч раз по сравнению с доаварийными значениями [Паньков, Волкова, Широкая, 1993]. Максимальная ее величина была зарегистрирована в рогозе узколистом, минимальная - в рдесте гребенчатом, что, по собственным наблюдениям автора в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС в 1986 г., по-видимому, связано с путями попадания радионуклидов в окружающую среду непосредственно после аварии через перенос воздушными массами, с дальнейшим оседанием на поверхность суши, водную поверхность и растения. Поскольку радиоактивное загрязнение компонентов природной среды формировалось в основном за счет короткоживущих радионуклидов, воздушно-водные растения были загрязнены больше, чем погруженные виды. Однако, уже летом 1986 г. и в последующие годы, когда короткоживущие элементы распались и вклад долгоживущих стронция-90 и цезия-137 стал доминирующим, при накоплении радионуклидов, как и для других веществ, поглощаемых ВВР, максимальной интенсивностью накопления стали обладать комплексы, состоящие из погруженных растений и растений с плавающими на поверхности воды листьями, а минимальной - комплексы с доминированием воздушно-водных растений. Вместе с тем, высокая продуктивность ценозов с преобладанием воздушно-водных

растений приводит к тому, что эти ценозы способны накапливать значительное количество радионуклидов [Иванова и др., 2000].

В условиях глобальных выпадений радионуклидов группа погруженных растений всегда характеризовалась повышенной способностью к накоплению радиоактивных веществ, что связано с их физиологическими особенностями. Однако, после аварии на Чернобыльской АЭС в местах значительного радиоактивного загрязнения в воздушно-водных растениях иногда наблюдался более высокий, чем у погруженных видов, уровень накопления цезия [Волкова и др. 2000; Кленус, Матвієнко, Каглян, 1994; Паньков, Волкова, Широкая; 1990; Фомовский и др., 1997; Kaglyan et al., 1997].

2.5. Деструкция растительного опада в естественных условиях

Разложение фитомассы ВВР происходит в результате биогеохимических процессов, главенствующая роль в которых принадлежит гидрологическому режиму, температуре воды и микроорганизмам-деструкторам, особенно бактериям. Обычно, в процессе разложения ВВР выделяют две стадии: выщелачивание растворимых компонентов и биотическое разложение мертвой фитомассы [Polunin, 1984]. Однако, по нашему мнению, не менее важной стадией деструкции растительного опада в природных условиях является механическая фрагментация отмерших частей растений.

Скорость разложения растительного опада существенно зависит от состава органической массы, которая, в свою очередь, определяется видовыми особенностями макрофитов. Так у тростника обыкновенного трудноокисляемая клетчатка, обогащенная лигнином, составляет около 50 % фитомассы, а большая часть растений зимует в виде сухостоя, не погруженного в воду, то есть деструкция растительной массы фактически начинается не ранее, чем через полгода после окончания вегетационного периода и отмирания надземных частей растений. Тоже самое, но в меньшей степени, наблюдается для других видов воздушно-водной ВВР: камыша озерного, манника большого, рогозов узколистного и широколистного.

Исследования на лабораторных моделях водотоков показали, что за 267 дней при температуре воды 18-20°C тростник разлагается всего на 46-56 % [Олейник, Якушин, 1985]. В естественных водных объектах деструкция тростника происходит быстрее (таблица 2.6). По-видимому, сказываются неточности моделирования кислородного режима естественных водотоков на лабораторных моделях, отличия в структуре микроорганизмов в лабораторных условиях и природных водах, а также недоучет процессов фрагментирования, в результате

механического воздействия перемещения воздушных и водных масс, выноса растительных фрагментов за пределы мест произрастания, рассредоточения их по акватории и в прибрежной полосе, а также депонирования в донных отложениях. При этом характерно, что начало интенсивного разложения воздушно-водной ВВР слабо зависит от температуры воздуха. В условиях мягкого климата с зимними и весенними температурами около +10°C интенсивное разложение рогоза узколистного начинается в мае месяце – примерно в то же самое время, как и на территориях с низкими зимними температурами. Такие явления мы наблюдали при сравнении начала и интенсивности разложения рогоза узколистного на озерах Комо и Бернаби, расположенных в Британской Колумбии (Канада) и на Иваньковском водохранилище.

Таблица 2.6. Деструкция ВВР в средней полосе России и северной части Украины, %

Вид ВВР	Календарный месяц											
	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Тростник обыкновенный	0	0	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	3-5	10-30	30-80	70-95	80-100
Рогоз узколистный	0	1-2	4-5	4-5	4-5	4-5	8-10	8-10	30-40	50-60	95-100	100
Аир	0	2-3	8-10	8-10	8-10	8-10	10-15	25-30	60-70	90-95	100	100
Камыш озерный	0	2-3	4-5	4-5	5-8	8-10	8-10	10-15	30-40	60-70	95-100	100
Осока острая	0	4-5	10-15	12-18	12-18	15-20	20-25	40-50	70-80	90-100	100	100
Телорез алоэвидный	4-5	5-10	25-30	28-33	35-40	40-45	45-50	50-55	60-70	90-100	100	100

Совсем иная картина наблюдается при разложении погруженной растительности. Во-первых, стебли и листья погруженных растений являются более мягкими, количество клетчатки в структуре этих растений в 1,5-2 раза меньше, чем у тростника и рогоза. Содержание белка в урути колосистой составляет 13,8-25,4, а в тростнике - 3,7-15,4 % [Макрофиты-индикаторы изменений..., 1993; Распопов, 1968; Скопинцев, 1950; Rodewald-Rudescu, 1974]. Во-вторых, растения этой группы имеют более короткий период вегетации и разложение растительного опада начинается сразу же после ее окончания, когда определенный период температура воды сохраняется достаточно высокой для активного протекания биогеохимических процессов. В-третьих, погруженные растения подвержены значительному воздействию гидродинамических процессов в водном объекте, у этих растений быстрее происходит процесс фрагментации, переноса и рассредоточения по акватории водоема и площади дна. Наконец, в-четвертых, биомасса погруженных растений ниже, чем воздушно-водных и для их разложения требуется

меньшее количество кислорода, в результате разложение опада погруженных растений, как правило, происходит в аэробных условиях. Все это приводит к тому, что, например, уруть колосистая за 2 месяца может потерять до 95 % фитомассы [Олейник, Якушин, 1985]. В экспериментальных условиях установлено, что за 216 суток биомасса кувшинки чисто-белой разлагается на 80 %, рдестов – 58 % [Кудрявцев, 1981]. Материалы наших наблюдений подтверждаются результатами исследований на водохранилищах Днепра, которые показывают, что основная масса ВВР разлагается в течение года: рогоз узколистный на 85 %, рдест прозеннолистный – 90%, роголистник темно-зеленый – 87 %, элодея канадская – 87 %, горец земноводный (*Polygonum amphibium* L.) – 70 %, частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L. (*A. michaletii* Aschers. et Graebner)) – 88 % [Денисова, 1979].

Не последнюю роль в процессе деструкции фитомассы ВВР играют морфологические особенности видов и растительной ассоциации, места их произрастания, наличие макро- и мейофауны, грызущих форм организмов, детритоядных насекомых, а также грибов. Активность последних, в свою очередь, зависит от содержания в воде нитратов. Присутствие макро- и мейофауны ускоряет процесс деструкции. Скорость деструкции положительно коррелирует с биомассой грибов, плотностью беспозвоночных и концентрацией биогенов [Bergfur et al., 2007]. Обогащение среды легко ассимилируемыми низкомолекулярными органическими соединениями приводит к возрастанию количества гетеротрофных бактерий в несколько раз. На количество бактерий и их состав и, следовательно, на скорость деструкции растительного опада влияет концентрация в воде тяжелых металлов. Так, при воздействии на бактерий смеси меди и цинка или высоких концентраций меди происходят сдвиги в микробном сообществе, и деструкция листового опада снижается [Duarte et al., 2008].

Существует ряд особенностей деструкции различных видов ВВР. К примеру, сухостой тростника обыкновенного и новая поросль в течение нескольких месяцев существует параллельно, а некоторые экземпляры сухостоя (до 10 %) могут находиться в вертикальном положении круглый год, до окончания следующего периода вегетации. Этому способствуют новые растения, образующие густые заросли и препятствующие наклону и ломке растений под действием ветра. Заросли тростника, находящиеся в ложбине и защищенные от ветрового воздействия, большее время не погружаются в воду и не подвержены интенсивной деструкции. Также не подвержены интенсивной деструкции те части и фрагменты растений, которые вмерзли в лед, что для более северных районов имеет существенное значение. Насколько медленным может быть разложение тростника говорит то, что на о. Жемчужный в Каспийском море встречаются его окаменелости.

В результате того, что в начале вегетационного периода до 95 % прошлогоднего тростника находится в виде сухостоя, молодая поросль быстрее прорастает на периферии растительной ассоциации, где более благоприятные условия по освещенности и питанию, а также не сказывается угнетающее влияние накопления продуктов метаболизма, что имеет место в центре ассоциации. При прочих равных условиях, когда растительная ассоциация не ограничена естественными (глубина воды, берег) или искусственными границами (например, береговые сооружения), она приобретает характерную кольцеобразную форму. Внутри кольца происходит накопление растительного опада, во-первых, по причине слабого водообмена и невозможности выноса фрагментов растений за пределы мест произрастания, во-вторых, ввиду большой фитомассы и замедления процессов ее деструкции. Содержание растворенного в воде кислорода на таких участках может падать до нуля.

Погружение в воду растительного опада рогоза узколистного и манника большого в средней полосе России происходит в конце ноября - начале декабря и, в значительной степени зависит, от условий установления снежного покрова. Потерявшие гибкость, отмершие листья этих растений, под воздействием ветра перегибаются на высоте 25-35 см от уровня воды для рогоза и на высоте 5-10 см - для манника. Верхушки листьев погружаются в воду, что ускоряет процесс фрагментации и выщелачивания в этих частях растений. Разница в высоте перегиба для этих видов объясняется толщиной растений и различиями в их жесткости.

При выпадении снега до установления ледостава, листья рогоза и манника почти полностью погружаются в воду, придавленные снегом. Над поверхностью воды остается только прикорневая часть растений. После погружения растений в воду начинается их интенсивная фрагментация и дальнейшая деструкция. В случае выпадении снега после установления ледостава, листья рогоза под тяжестью снега ложатся на лед и сохраняются в таком состоянии до вскрытия водоема. В районах, где снежный покров отсутствует и ассоциации рогоза защищены от механического воздействия ветра, около 70 % растений находятся в прямостоячем состоянии до начала мая. За это время успевает разложиться не более 2 % биомассы растений. Новая поросль в этом случае появляется, прежде всего, по периферии ассоциации как и в зарослях тростника. К началу мая новая поросль по периферии достигает до 30 % максимальной высоты и примерно на 20 см выше чем в центре ассоциации. Густота растений здесь выше. Однако, в отличие от тростниковых зарослей, рогоз не образует явно выраженных кольцевых ассоциаций. К концу мая остается только 50 % прямостоячего рогоза, в то время как деструкции подвержено уже около 30 % биомассы. К концу июля только 10 % прошлогодних растений находятся в вертикальном положении. В то же самое время около 30 % листьев растений погружаются в воду, но еще не подвержены интенсивной деструкции.

Изменение климатических условий, экстремальные погодные явления, а также искусственное регулирование установившегося гидрологического режима, могут существенно повлиять на скорость и место деградации растительного опада. Так, в результате аномально теплой зимы 2019-20 гг., ледовый и снежный покров на Иваньковском водохранилище практически не сформировался, в результате чего сухостой прибрежных зарослей тростника, который к тому времени уже стал хрупким, большую часть зимнего периода подвергался интенсивному механическому ветро-волновому воздействию. К марту месяцу более 70 % стеблей сухостоя тростника, а также практически все листья и соцветия растений были фрагментированы и вынесены из мест произрастания волнами и течениями. Этот процесс еще больше усилился в результате весеннего наполнения водохранилища, что привело к затоплению зарастающих мелководий, усилению ветро-волновых явлений в прибрежной полосе, к чему еще и добавилось воздействие от судовых волн. Ветровыми и судовыми волнами часть фрагментов тростника была выброшена на берег, сформировав маты толщиной до 15 см и шириной до 1,5 м. Такие маты из фрагментов тростника и, частично рогоза и манника, начинают интенсивно формироваться в конце ноября - начале декабря. Деградация этой части опада тростника уже будет происходить в воздушной среде, скорость деградации в которой, в значительной степени, будет определяться погодными условиями и интенсивностью антропогенного воздействия на прибрежную полосу. В первой половине июня основная масса фрагментов тростника (более 60 %), находящихся на берегу у уреза воды продолжает сохранять структурную целостность, хотя примерно третья часть крупных фрагментов подвержена дальнейшей фрагментации, частично уносится в водоем или засыпается наносами при штормовых ветро-волновых явлениях. Часть мелких фрагментов смывается в водоем во время ливней. Аналогичные процессы наблюдались с отмершей надземной частью камыша озерного. Только к середине лета прибрежная полоса очищается от фрагментов прошлогодней ВВР.

Сравнение содержания химических элементов в однотипных грунтах на заросших участках и чистоводе показывает, что заросли ВВР существенно обогащают донные отложения, как в целом органическим веществом, так и биогенными элементами. На заросших участках наблюдается 1,1-3,0 кратное превышение органического вещества и продуктов его разложения, чем на незаросших открытых участках. Более 40 % массы опада остаются в донных отложениях литорали после 2 лет деструкции, которая идет медленно и приводит к образованию богатых органикой седиментов, освобождению избытка CO_2 , который растворяется в воде и экспортируется в пелагиаль.

Общее содержание органического вещества, накапливаемое в донных отложениях, существенно зависит от видового состава ВВР и ее расположения в водоеме. Нами

сравнивались участки мелководий без растительности, окруженные зарослями ВВР и участки с группировками ВВР на мелководьях без растительности. Очевидно, что на таких участках водоема гидродинамическая активность водных масс сильно отличается. Фитоценоз, расположенный на открытом мелководье, испытывает постоянное воздействие перемещения водных масс. При этом подводная растительность имеет относительно небольшую фитомассу и мягкие ткани, ее опад быстро разлагается и создает мелкие частицы. Эти фитоценозы имеют короткий период вегетации, не создают значительного сопротивления движению воды и слабо препятствуют вымыванию органических частиц. Кроме того, водообмен на участке способствует более быстрому разложению органического вещества.

На тех же открытых мелководьях совсем по-другому происходят процессы в тростниковых зарослях. Стебли тростника имеют жесткую структуру, слабо разлагаются, тростник создает значительное сопротивление движению воды в течение всего года, что препятствует выносу продуктов распада за пределы зарослей. Все это приводит к тому, что на открытых участках в донных отложениях зарослей тростника общее содержание органического вещества более чем в два раза больше чем в зарослях рдеста. Высокое процентное содержание органического вещества в зарослях осоки, по-видимому, объясняется особенностями экологии вида. Осока колонизирует очень мелкие участки (обычно, с глубиной до 20 см), создает густые заросли с проективным покрытием 100 %, имеет развитую корневую систему. После отмирания надземных частей растений, большая часть опада переходит в местные донные отложения, поскольку на таких малых глубинах гидродинамические процессы развиты слабо.

Глава 3

ДВИЖЕНИЕ ВОДЫ ПРИ НАЛИЧИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

3.1. Особенности формирования стоково-ветровых течений при пространственной неоднородности гидравлических сопротивлений

Характеристики течения воды в зарастающих водотоках и водоемах весьма сложны и с трудом поддаются анализу и формализации [Curran, Hession, 2013]. Особо сложными являются пространственные характеристики движения воды. В реальных условиях всегда можно выделить основное движение, поддерживаемое силой тяжести, градиентом давления или трением на поверхности воды, и сопутствующие ему случайные беспорядочные перемещения элементов водной среды.

Формирование условий движения воды и кинематической структуры течений в зарастающих водотоках и водоемах происходит под действием множества факторов. В зависимости от принятого классификационного признака, всю систему взаимодействующих факторов можно разделить на: внешние и внутренние; постоянно и временно действующие; природные и антропогенные; факторы, оказывающие прямое воздействие и опосредованное; активные и пассивные; факторы подстилающей поверхности и гидрометеорологические; быстро и слабо изменяющиеся во времени; неоднородные в пространстве и факторы, пространственной изменчивостью которых можно пренебречь и т.д..

Наиболее сложная картина движения водных масс в многосвязных системах водных объектов, к которым относятся плавневые массивы в устьевых областях рек, включающие природную и искусственную гидрографическую сеть, состоящую из озер, ильменей, полоев, рукавов, протоков, ериков, искусственных магистральных и подходных каналов, оросительных систем, прудов рыборазведения. Особенности формирования стоково-ветровых течений при наличии растительного покрова рассмотрим на примере отмелой зоны устьевого взморья Волги, большая часть которой покрыта зарослями ВВР.

Формирование течений воды в отмелой зоне происходит под действием многих факторов, оказывающих, как прямое, так и опосредованное влияние. Наиболее общим является деление всех факторов на природные и антропогенные. К природным факторам относятся: речные и морские факторы, барическое и ветровое воздействие на водную поверхность, геоморфологическая структура дна, ВВР со всем комплексом ее особенностей (густотой, морфологией, гибкостью). Перечисленные факторы оказывают непосредственное влияние на

формирование течений воды. Сюда же можно отнести силу Кориолиса, возникающую в результате вращения Земли вокруг своей оси.

Природных факторов, оказывающих опосредованное влияние значительно больше. Сюда относится весь комплекс физико-географических условий, не только в рассматриваемом районе, но и на водосборной площади р. Волги и других рек, впадающих в Каспийское море. Перечислим лишь некоторые из этих факторов и характеризующие их параметры: температура воды и воздуха; сток речных наносов и биогенных веществ; плотность и соленость воды; ледовые явления; количество твердых и жидких осадков на водосборной площади, время их выпадения; другие факторы, формирующие жидкий и твердый сток реки и т.д..

Некоторые из этих факторов могут оказывать существенное и всестороннее влияние на формирование течений в отмелой зоне устьевого взморья. Так, к примеру, запасы воды в снеге на водосборе Волги, инфильтрационные свойства почво-грунтов, время начала снеготаяния, дружность половодья определяют высоту и время наступления последнего, от чего, в свою очередь, зависят глубины воды и уклоны свободной поверхности в отмелой зоне, непосредственно влияющие на формирование течений. Кроме того, от стока речных наносов, глубины и температуры воды зависит состояние растительного покрова, а, как будет показано ниже, ВВР имеет гидравлические сопротивления, в несколько раз превышающие гидравлические сопротивления грунтов дна. Высота и объем стока р. Волги в половодье в дальнейшем оказываются определяющими в изменении уровня моря, так как около 80 % общего объема речного стока в Каспийское море приходится на р. Волгу.

В последние десятилетия на динамике рассмотренных природных факторов все больше сказывается антропогенное воздействие. К антропогенным факторам прямого влияния на отмелую зону устьевого взморья р. Волги относятся: строительство каналов, устройство рыбоходных прокосов, изъятие тростника для хозяйственных нужд. К антропогенным факторам опосредованного влияния принадлежат: перераспределение речного стока во времени и пространстве, частичное изъятие жидкого стока для хозяйственных нужд, задержание наносов в водохранилищах и т.д.. Очевидно, что все перечисленные факторы, как природные, так и антропогенные имеют различную пространственно-временную изменчивость.

Рассмотренные активные и пассивные факторы, создают огромное количество всевозможных ситуаций формирования течений в отмелой зоне устьевого взморья р. Волги. Выделим наиболее характерные из этих ситуаций. По преобладающему действию активных сил, вызывающих движение воды, течения могут быть стоковыми, стоково-ветровыми и ветровыми. Кроме того, по комплексу особенностей формирования, можно выделить течения в каналах, в протоках, при отсутствии ВВР на участках межканального пространства и в зарослях

ВВР, в прокосах, между куртинами ВВР, на участках устьевых баров при впадении проток в отмелую зону, обтекание островов и скоплений ВВР.

На основании натуральных наблюдений и аэрокосмической информации установлено, что в основной части отмелой зоны устьевого взморья преобладают стоковые течения. При нагонных и сгонных ветрах скоростью 10-13 м/с на открытом пространстве отмелой зоны нами проводились эксперименты для определения направления течений при помощи тяжелых притопленных поплавков. Было установлено, что общее направление течений остается таким же, как и для безветренного периода, хотя абсолютная величина скорости воды несколько изменяется. Только весной и осенью, когда в ряде мест взморья отсутствует растительность, при сильных ветрах возникают стоково-ветровые течения.

На рисунке 3.1 приведены фрагменты схем течений в отмелой зоне устьевого взморья Волги, полученные по результатам дешифрирования аэрокосмических фотоснимков. Фрагменты (а) и (б) отражают фазы подъема и спада половодья при уровне воды у г. Астрахань, соответственно, -23,36 и -22,21 м БС, а также северо-восточном ветре, соответственно, 0-2 и 2-6 м/с. Фрагмент (в) соответствует условиям межени при уровне воды у г. Астрахань -24,74 ÷ -24,61 м БС и восточном ветре 2-6 м/с. Скорости и направления ветра даны по водомерному посту 12-я огневка. Как видно из фрагментов, стоковые течения являются доминирующими по всей длине отмелой зоны устьевого взморья при различных гидрометеорологических условиях. Общее направление течений юго-восточное. Только на фрагменте (в), на концевом участке стоковой струи наблюдается поворот течений в юго-восточном направлении. Во время штиля и при слабых ветрах стоковые струи могут распространяться на 5-10 км за морской бар в сторону свала глубин [Красножон, 1985].

При уровне Каспийского моря, близком к современному, за границу между стоковыми и стоково-ветровыми течениями А.В.Лютиковым предложено принимать границу между островной и мористой подзоной отмелой зоны устьевого взморья Волги [Лютиков, 1986]. Выделение такой границы, по-видимому, является правильным, если учитывать только возможность возникновения стоково-ветровых течений. Однако, за границу преобладающих стоково-ветровых течений было бы правильнее принять 2-х метровую изобату на мористом склоне морского бара или условную линию, соединяющую устья каналов. Это хорошо видно на аэрокосмических фотоснимках.

По данным синхронных измерений скоростей воды и ветра нами было построено распределение этих характеристик для островной и мористой подзон отмелой зоны устьевого взморья. Для обобщения было использовано более 500 измерений по всей ширине отмелой зоны устьевого взморья. Диапазон изменения скоростей ветра составлял 0-13 м/с, а скоростей

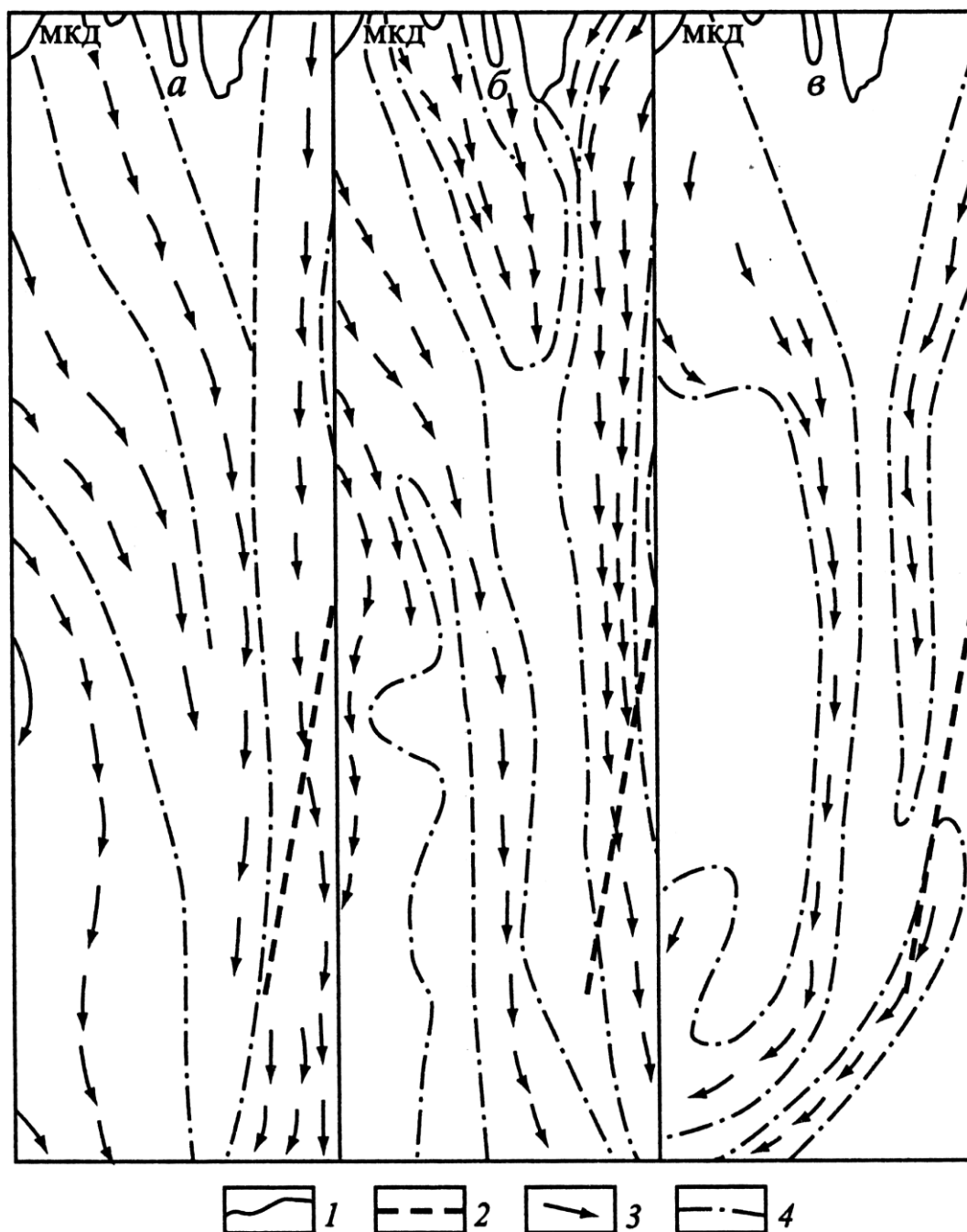


Рисунок 3.1. Фрагменты схем течений в отмелой зоне устьевого взморья Волги

1 – граница суши; 2 – канал; 3 – направление течений; 4 – границы струй; МКД – морской край дельты

воды - 0-25 м/с. Данные по каналам и протокам в обобщение не включались, ввиду крайне слабого ветрового воздействия. Как видно из рисунка 3.2, для обеих подзон преобладающими являются течения юго-восточного направления, независимо от преобладающих направлений

ветра, хотя в мористой подзоне наблюдается относительное уменьшение течений этого направления.

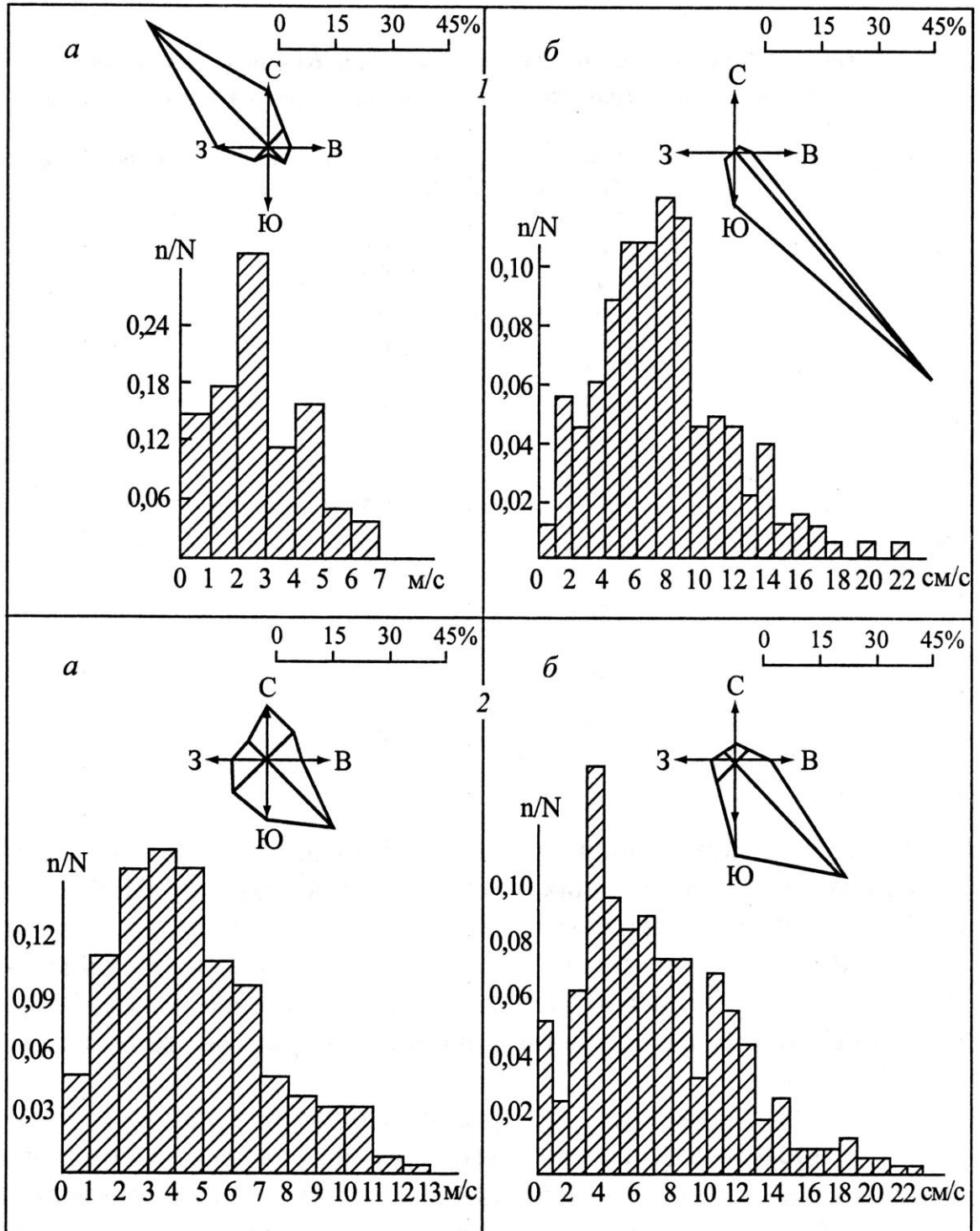


Рисунок 3.2. Распределение скоростей ветра (а) и течений воды (б) для островной (1) и мористой (2) подзон отмелей зоны устьевого взморья Волги

В целом для отмелой зоны устьевого взморья характерно постепенное уменьшение скоростей течения воды от морского края дельты к свалу глубин. При этом интенсивность затухания скоростей различна для каналов и межканального пространства. В каналах уменьшение скоростей течения, обычно, происходит очень плавно. В результате больших глубин и меньших гидравлических сопротивлений, чем на межканальном пространстве, значительные скорости в большинстве каналов сохраняются до их устьевых участков.

В островной подзоне отмечается активное одно- и двухстороннее растекание воды из каналов на забровочное пространство. Ниже по течению, на участках затопленных бровок, наблюдается свободный водообмен между каналом и забровочным пространством. Все это, вместе с ориентацией каналов по отношению к преобладающим направлениям стоковых течений и особенностями рельефа дна, создает очень неравномерное распределение скоростей воды по длине каналов, что можно проследить на примере Кировского канала по измерениям, выполненным нами в период подъема половодья 1987 г. (таблица 3.1). В начале канала наблюдается высокие скорости течения (до 1 м/с), как результат больших уклонов свободной поверхности. Интенсивное гашение скоростей воды наблюдается при пересечении каналом Каменной ямы, где происходит двухстороннее растекание воды из канала. На протяжении 200 м средняя скорость воды в канале уменьшается более чем в 2 раза и слабо изменяется вдоль всей Каменной ямы. Заметное увеличение скоростей на 16 км канала является результатом уменьшения площади живого сечения потока, вызванное надводными бровками и густыми зарослями ВВР. Ближе к морскому бару скорости течения опять уменьшаются.

Существующие в бровках каналов прораны, в результате регулярных дноуглубительных работ и распространения ВВР, к настоящему времени, превратились в небольшие протоки длиной 100-1000 м со скоростями течения воды 0,2-0,8 м/с. На концевых участках этих протоков образуются характерные устьевые микробары, где происходит интенсивное гашение скоростей течения до 0,02-0,10 м/с.

В отличие от каналов, при формировании течений на межканальном пространстве, резкое уменьшение (иногда на порядок) скоростей течения воды происходит на речном устьевом баре дельтовых рукавов (см. таблицу 3.1). Последующее распределение скоростей движения воды по территории межканального пространства зависит от распределения гидравлических сопротивлений. Как уже было сказано, основную долю гидравлических сопротивлений в отмелой зоне устьевого взморья Волги составляет ВВР. При этом величина гидравлических сопротивлений зависит от густоты и морфологических особенностей последней.

Наши исследования показывают, что в зависимости от морфологических особенностей ВВР, максимальная скорость воды на вертикали может быть у поверхности, в средней зоне и у

дна. Наблюдается обратная связь между густотой растений по глубине потока и скоростью воды. По влиянию на форму эюр скоростей, ВВР можно разделить на четыре группы: 1) жесткая надводная (тростник обыкновенный, ежеголовник прямой, рогозы широколистный и узколистный, сусак зонтичный); 2) придонная (наяда малая, роголистник темно-зеленый, валлиснерия спиральная); 3) мягкая в толще воды (рдесты: плавающий, тонкий, блестящий); 4) мягкая с плавающими по поверхности листьями (нимфейник щитолистный, кувшинка чисто-белая, чилим) [Горбач, Казмирук, 1988].

Таблица 3.1. Распределение скоростей течения воды вдоль Кировского канала и на межканальном пространстве отмелой зоны устьевого взморья Волги

Объект	Расстояние от МКД, км	Средняя скорость движения воды, м/с	Максимальная скорость движения воды, м/с
Кировский канал	0	0,87	1,03
	3	0,30	0,37
	6	0,39	0,45
	9	0,41	0,48
	12	0,31	0,40
	16	0,72	0,80
	20	0,82	0,92
	24	0,41	0,47
	27	0,49	0,60
Межканальное пространство	0	0,79	0,96
	4	0,30	0,42
	6	0,16	0,24
	8	0,08	0,14
	10	0,07	0,13
	14	0,07	0,14
	15	0,07	0,14

Наибольшие скорости движения воды в ассоциациях ВВР (5-25 см/с) наблюдаются в зарослях рдеста блестящего, наименьшие (0-4 см/с) - в зарослях кувшинки чисто-белой и нимфейника щитолистного (см. таблицу 2.1). Из таблицы 2.1 не сложно заметить, что прямая связь между глубиной и скоростью течения воды при растительном покрове, в основном, сохраняется. Исключением в этом смысле являются только растения четвертой группы.

Несмотря на большие глубины и малую густоту, скорости движения воды в зарослях растительности с плавающими по поверхности воды листьями значительно меньше, чем в аналогичных зарослях других видов. Объясняется это тем, что растения четвертой группы большие ассоциации образуют только в застойных зонах, часто под прикрытием видов-эдификаторов: тростника и рогоза. В значительной мере это относится и к зарослям лотоса орехоносного. Динамика водных масс здесь определяется особенностями микрорельефа или предшествующим состоянием потока. Как уже отмечалось, растительность с плавающими по поверхности воды листьями, таким образом, может служить индикатором застойных зон.

Очевидно, существует баланс между кинетической энергией потока волжских вод, прочностными характеристиками подстилающей поверхности и площадью зарастаемости отмелой зоны. При увеличении площади зарастаемости уменьшается пропускная способность территории и, следовательно, создается подпор водному потоку. Это приводит к увеличению уклонов свободной поверхности воды, увеличению скоростей потока, прорыву наиболее слабых звеньев, размыву подстилающей поверхности и, как следствие, уменьшению площади растительного покрова.

На межканальном пространстве отмелой зоны устьевого взморья Волги растительность, как правило, отсутствует в бороздинах и прокосах. Здесь же наблюдаются повышенные скорости течения, ввиду меньших гидравлических сопротивлений. По сравнению с фоновыми, скорости течения в прокосах могут увеличиваться в 3 и более раза (если направление прокоса совпадает с направлением течений). Соответственно, в бороздинах скорости воды могут превышать фоновые в 4-5 раз. В прокосах широтного направления скорости течения изменяются слабо.

Обобщенной характеристикой гидравлических сопротивлений течению является рельеф свободной поверхности воды и его линейная мера - уклон, характеризующий удельные сопротивления. При сложном мозаичном распределении гидравлических сопротивлений характер рельефа водной поверхности зависит от меры стеснения потока преградами, то есть от отношения общего расхода водотока к части расхода, которая проходила бы в нестесненном состоянии в пределах прорана.

Под преградой будем понимать часть территории занятой потоком, гидравлическая шероховатость которой выше фоновой. В качестве преграды на пути течений могут быть острова или густые заросли ВВР, особенно тростника, рогоза узколистного и ежеголовника.

Формирование течений воды при обтекании преград является наиболее сложным. В зависимости от меры стеснения, перед преградой возникает подпор водной поверхности, который может иметь как общий, так и локальный характер. За преградой же образуется зона

завихрения, длина которой пропорциональна ширине преграды. Результирующая скорость в зоне завихрения значительно меньше фоновых скоростей и может быть направлена против общего течения воды. В зоне завихрения происходит интенсивное осаждение наносов, в результате чего острова и сообщества растительности имеют эллипсовидную обтекаемую форму.

Если ширина преграды меньше ширины потока, образуется характерный микрорельеф водной поверхности. Поток можно разделить на транзитную зону, где влияние преграды не ощущается и зону подпора перед преградой, ширина которой немного больше самой преграды. В свою очередь, зона подпора может быть разделена на два участка: участок падения скоростей, обычно, равный ширине преграды и участок повышения скоростей (за счет увеличения уклона), ширина которого, обычно, небольшая (<5-10 м) и, в зависимости от размеров преграды, соотношения величины гидравлических сопротивлений по ее бокам, может быть с одной или двух сторон.

При больших зарослях ВВР или островах на пути потока, соизмеримых с его шириной, увеличение скорости течения происходит по всей ширине прорана, где гидравлические сопротивления меньше фоновых и растительность, как правило, отсутствует.

Максимальные скорости воды по всей территории отмелой зоны устьевого взморья наблюдаются на подъеме и пике половодья (таблица 3.2). При этом для островной подзоны характерно более значительное увеличение скоростей чем для мористой (см. рисунок 3.2). В межень, при широко развитой растительности, скорости воды уменьшаются в несколько раз и остаются значительными только в каналах. Однако, ввиду того, что площадь живого сечения каналов сравнительно небольшая, основная доля речного стока все же проходит по межканальному пространству с мозаичным распределением гидравлических сопротивлений.

Очевидно, что приведенные в таблице 3.2 значения скоростей движения воды для характерных участков являются осредненными. Реальное же пространственно-временное распределение скоростей течения воды в отмелой зоне устьевого взморья Волги значительно сложнее и зависит как от гидрометеорологических факторов, так и от характеристик подстилающей поверхности.

В зависимости от степени осреднения, характера поставленных задач и наличия исходных данных, можно выделить следующие уровни детализации исследований и расчета течений при наличии растительного покрова:

- 1) расчет течений для всего водного объекта или отдельных его районов, водообмен между которыми практически отсутствует, с учетом пространственной неоднородности гидравлических сопротивлений, но без учета специфических особенностей отдельных участков,

как величин разного пространственного масштаба (обтекание островов, растекание речной струи на баровых участках протоков и т.д.);

2) расчет течений для характерных случаев их формирования и малом пространственном масштабе (течения в каналах, в прокосах, бороздинах, обтекание островов и т.д.);

3) расчет течений при исследовании природы каких-либо явлений и их количественном анализе, например, наклон растительности под действием потока воды, движение наносов и загрязняющих веществ, как в растворенном состоянии, так и в виде твердых микрочастиц (микропластик, частицы технического углерода) и т.д.

Таблица 3.2. Распределение скоростей течения воды на характерных участках отмелой зоны устьевого взморья Волги

Характерный участок	Фаза гидрологического режима			
	Половодье		Межень	
	Средняя скорость, м/с	Максимальная скорость, м/с	Средняя скорость, м/с	Максимальная скорость, м/с
Участки речных баров	0,65	1,20	0,30	0,78
Каналы	0,75	1,41	0,55	1,00
Прокосы	0,18	0,36	0,11	0,25
Бороздины	0,42	0,60	0,16	0,20
Ямы	0,11	0,32	0,05	0,16
Заросли ВВР	0,12	0,25	0,06	0,18
Протоки между островами и куртинами ВВР	0,50	1,00	0,15	0,70
Тыловая часть островов	0,05	0,12	0,00	0,05
Мористый склон морского бара	0,08	0,10	0,02	0,03

В данной работе основное внимание будет уделено первому из рассмотренных уровней, особенно расчету течений, гидравлические сопротивления которым определяются ВВР. В формализованном виде рассматриваемую задачу можно сформулировать как расчет плана стоковых и стоково-ветровых течений на наклонной плоскости при малых глубинах воды и отсутствии растекания и торможения стоковых струй об окружающие водные массы, а также с учетом пространственной неоднородности гидравлических сопротивлений различного генезиса и переменном уровне приемного водоема.

3.2. Уравнения мелкой воды для зарастающих водоемов и алгоритм их решения методом конечных элементов

Характер движения воды (как сплошной среды) определяется характером воздействия на рассматриваемый объем воды внешних сил и их взаимодействием. В общем случае состояние турбулентного потока описывается уравнениями Рейнольдса: тремя уравнениями движения (динамического равновесия) и уравнением неразрывности. Однако, ввиду того, что пока не разработано эффективных методов замыкания полных уравнений Рейнольдса, при решении практических задач пользуются различного рода допущениями и упрощениями.

Так как глубина в зарастающих водотоках и водоемах обычно значительно меньше их плановых размеров последней, будем рассматривать двумерную (в горизонтальной плоскости) задачу усредненного движения воды. Уравнения динамического равновесия и неразрывности, в этом случае, будут проинтегрированы по вертикали.

Пусть поверхность дна описывается уравнением $z = \eta(x, y)$, а свободная поверхность воды - уравнением $z = \zeta(x, y, t)$, где x и y - текущие координаты по соответствующим осям, t - время (рисунок 3.3).

Примем допущения:

- давление по вертикали изменяется по гидростатическому закону;
- вертикальные составляющие скорости воды малы;
- на дне составляющие скорости воды равны нулю (условие прилипания);
- поток находится в докритическом состоянии;
- гидравлическое трение на твердой границе выражается теми же зависимостями, что и в случае равномерного движения воды;
- поток имеет достаточно развитую турбулентность, то есть имеет место квадратичный закон сопротивления;
- интервал осреднения по времени достаточно большой для того, чтобы пренебречь пульсационными составляющими скорости;
- плотность воды постоянная;
- рассматриваемый объем воды находится на достаточном удалении от приемного водоема и торможение речной струи о неподвижные водные массы еще не сказывается на ее скорости и направлении движения;
- невозмущенная свободная поверхность приемного водоема горизонтальна;
- дно водоема в пределах рассматриваемого временного интервала недеформируемо;

- приливная составляющая уровня настолько мала, что ей можно пренебречь.

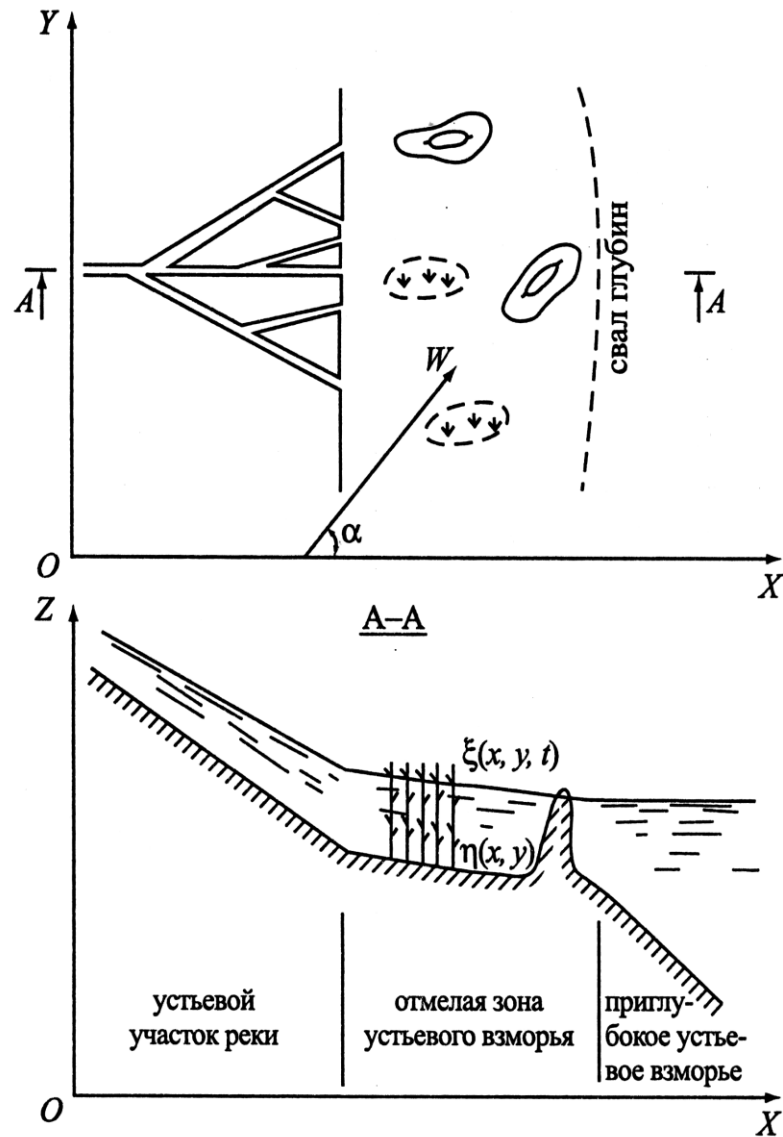


Рисунок 3.3. Схема устьевой области зарастающего водоема к выводу уравнений мелкой воды

Рассмотрим наиболее общий случай движения воды в устьевой области зарастающего водоема. Движение воды в этом случае происходит под действием следующих основных объемных и поверхностных сил: силы инерции J ; сил гидродинамического давления P ; силы Кориолиса F_K ; силы ветрового воздействия F_B ; силы трения на твердой границе (дно и берега) $F_{тр}$; дополнительной силы сопротивления сообществ ВВР F_p ; реактивной силы R , возникающей в результате обтекания островов; сил, вызывающих турбулентные касательные напряжения на границах струй $T_{вт}$. Используя принцип Даламбера, уравнение баланса сил можно записать в виде

$$\vec{J} = \vec{F}_k + \vec{F}_b + \vec{F}_{тр} + \vec{F}_p + \vec{R} + \vec{T}_{вт} + P. \quad (3.1)$$

В дальнейшем изложении будем оперировать не самими силами (в понимании механики Ньютона), а принятыми в механике сплошных сред, плотностями их распределения в пространстве, условно сохранив термин “сила”. Под плотностью распределения объемных сил (объемной силой) \vec{F} в данной точке А будем понимать предел отношения главного вектора $\Delta\vec{R}$ сил, приложенных к точкам малого объема ΔV , заключающего в себе точку А, к массе Δm этого объема, когда объем ΔV стремится к нулю, сохраняя внутри себя точку А:

$$\vec{F} = \lim_{\Delta m \rightarrow 0} \frac{\Delta R}{\Delta m}. \quad (3.2)$$

Аналогично для поверхностных сил:

$$\vec{T} = \lim_{\Delta \sigma \rightarrow 0} \frac{\Delta \vec{T}'}{\Delta \sigma}, \quad (3.3)$$

где: \vec{T} - вектор напряжения; $\Delta \vec{T}'$ - главный вектор сил, приложенных со стороны среды к выделенной малой площадке $\Delta \sigma$.

Рассмотрим более подробно составляющие уравнения (3.1).

Сила инерции. Сила инерции единицы массы в проекции на координатные оси равна:

$$J_x = \frac{du}{dt}, \quad J_y = \frac{dv}{dt}, \quad J_z = \frac{dw}{dt}, \quad (3.4)$$

где $u=(x, y, z, t)$, $v=v(x, y, z, t)$, $w=w(x, y, z, t)$ - компоненты вектора скорости \vec{U} по осям x, y, z .

Учитывая принятые допущения и, интегрируя уравнения (3.4) по z , получим:

$$\begin{aligned} J_x &= \frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\alpha_x \bar{u} q_x) + \frac{\partial}{\partial y} (\alpha_y \bar{u} q_y); \\ J_y &= \frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\alpha_y \bar{v} q_x) + \frac{\partial}{\partial y} (\alpha_y \bar{v} q_y), \end{aligned} \quad (3.5)$$

где: $q_x = \int_{\eta}^{\xi} u dz$, $q_y = \int_{\eta}^{\xi} v dz$; u, v - осредненные по глубине горизонтальные компоненты скорости; α_x, α_y - коэффициенты, учитывающие неравномерность распределения горизонтальных составляющих по вертикали.

Принимая во внимание, что $\alpha_x = \alpha_y = 1$, а

$$\begin{aligned}\frac{\partial q_x}{\partial t} &= \bar{u} \frac{\partial}{\partial t} (\xi - \eta) + (\xi - \eta) \frac{\partial \bar{u}}{\partial t}, \\ \frac{\partial q_y}{\partial t} &= \bar{v} \frac{\partial}{\partial t} (\xi - \eta) + (\xi - \eta) \frac{\partial \bar{v}}{\partial t},\end{aligned}\quad (3.6)$$

систему уравнений (3.5) можно переписать

$$\begin{aligned}J_x &= (\xi - \eta) \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + (\xi - \eta) \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + (\xi - \eta) \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y}, \\ J_y &= (\xi - \eta) \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + (\xi - \eta) \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + (\xi - \eta) \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y},\end{aligned}\quad (3.7)$$

где $\xi - \eta = h$ - полная глубина места.

Силы гидродинамического давления. Согласно принятым допущениям, рассмотрим закон гидростатического распределения давления по глубине

$$\rho g = \frac{\partial p}{\partial z} \quad (3.8)$$

с граничным условием:

$$\text{при } z = \xi, \rho = P_a, \quad (3.9)$$

где P_a - атмосферное давление.

Проинтегрировав выражение (3.8) по z с учетом (3.9) получим

$$P = P_a + g\rho(z - \xi). \quad (3.10)$$

Для небольших акваторий, изменением атмосферного давления по площади можно пренебречь. Тогда, приняв $\xi'(x, y) - \eta(x, y)$ - глубина места при отсутствии ветра и других возмущающих сил, а $\xi(x, y, t) - \xi'(x, y)$ - дополнительное возмущение, вызванное ветровым воздействием, для осредненного по глубине потока, проекции сил гидродинамического давления на координатные оси можно записать в виде

$$P_x = g(\xi - \eta) \left(-\frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{\partial (\xi' - \eta)}{\partial x} - \frac{\partial (\xi - \xi')}{\partial x} \right), \quad (3.11)$$

$$P_y = g(\xi - \eta) \left(-\frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{\partial (\xi' - \eta)}{\partial y} - \frac{\partial (\xi - \xi')}{\partial y} \right). \quad (3.12)$$

Кинематическим условием непроницаемости возмущенной поверхности в этом случае является

$$w = \frac{\partial \zeta}{\partial t} + u \frac{\partial \zeta}{\partial x} + v \frac{\partial \zeta}{\partial y}, \text{ при } z = \zeta \quad (3.13)$$

Сила Кориолиса. Силу Кориолиса для осредненного по вертикали потока в векторной форме можно записать как

$$\vec{F}_k = (\zeta - \eta) \begin{pmatrix} 0 & -f \\ f & 0 \end{pmatrix} \vec{U} \quad (3.14)$$

где: $\vec{U} = (u, v)$, $f = 2\Omega \sin \varphi$ - параметр Кориолиса, $\Omega = 7,29 * 10^{-5}$ рад/с - угловая скорость вращения Земли, φ - географическая широта места.

Сила ветрового воздействия. Силу ветра, вызывающую касательные напряжения на водной поверхности, обычно, записывают в виде

$$\vec{F}_b = \frac{\vec{\tau}}{\rho} = \frac{\rho_a \theta \vec{W} |W|}{\rho}, \quad (3.15)$$

где: $\vec{\tau}$ - вектор напряжения ветра; ρ_a - плотность атмосферы; ρ - плотность воды; θ - так называемый, коэффициент трения ветра, равный $\theta = 0,0026$ (закон Ван-Дорна); W - вектор скорости ветра над поверхностью воды. Знак уравнения (3.15) зависит от соотношения направления главного вектора силы тяжести воды и направления действия ветра.

Сила трения на твердой границе. По аналогии с речной гидравликой, величину силы трения о дно и берега в проекции на координатные оси запишем в виде

$$F_{\text{тр}x} = \frac{g\bar{u}\sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{C_x^2}, \quad (3.16)$$

$$F_{\text{тр}y} = \frac{g\bar{v}\sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{C_y^2},$$

где: C_x, C_y - коэффициенты, физический смысл которых близок коэффициенту Шези.

В общем случае $C_x \neq C_y$, так как трение на твердой границе в разных направлениях может быть различным. В практических расчетах для нахождения коэффициента Шези обычно используют простую и удобную формулу Маннинга

$$C = \frac{1}{n_0} h^{1/6} \quad (3.17)$$

или ее аналоги, например

$$C = 2,21^{1/2} \frac{1}{n_0} h^{1/6}, \quad (3.18)$$

где n_0 - коэффициент шероховатости дна [Добровольская, Корявов, Симонов, 1981]. Сила трения направлена против движения воды и берется со знаком (-).

Дополнительная сила сопротивления ВВР. Силу сопротивления сообществ ВВР можно выразить формулами, аналогичными (3.16), если коэффициент Шези $C=C_p$ определять по формуле Маннинга, принимая $n=n_p$ как коэффициент суммарной шероховатости дна и ВВР. Коэффициент суммарной шероховатости n_p предлагается определять по следующей полуэмпирической формуле [Казмирук, 1990а]

$$n_p = n_0 \sqrt{1 + \frac{K_2 h^{1/3} \sum_{i=1}^m C_d K_1 K_3 N_{50} \omega_{i,b}}{2gn_0^2}}, \quad (3.19)$$

где: N_{50} - число растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии 50 %; $\omega_{i,b}$ - средняя площадь миделевого сечения затопленной части растений i -го вида; C_d - коэффициент сопротивления обтекания растения, учитывающий лобовое сопротивление, боковое трение и потери энергии потока на образование вихрей у вершин растений при полном их затоплении; K_1 - коэффициент густоты растительного покрова, характеризующий количество растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии отличном от 50 %; K_2 - коэффициент видовой неоднородности растительного покрова; K_3 - коэффициент, учитывающий уменьшение общего сопротивления отдельных растений в результате образования за ними водоворотных зон. Более подробно определение гидравлических сопротивлений ВВР рассмотрено в разделе 3.4.

Реактивная сила сопротивления островов. Реактивная сила лобового и бокового сопротивления островов лежит в плоскости главного вектора скорости и направлена против движения набегающего потока. Для одномерного движения воды ньютоновскую силу лобового сопротивления островов можно записать в виде известной формулы обтекания тел, находящихся в потоке жидкости

$$\vec{R} = \frac{1}{2} C_D \rho S U^2 \quad (3.20)$$

где: S - площадь миделевого сечения острова в плоскости, перпендикулярной движению воды; U - скорость воды, осредненная по площади живого сечения; C_D - коэффициент лобового сопротивления. Имеются и другие предложения для определения величины силы \bar{R} , разработанные специально для островов [Wolanski, Jmberger, Herron, 1984; Wolanski, 1988].

По нашему мнению, наиболее полно силу сопротивления островов, отнесенную к единице массы воды, отражает формула Гранта и Чу [Grant, Chu, 1987]

$$\bar{R} = \frac{1}{2h} C_f C_D D U^2 \exp\left[-\frac{C_f}{h} x'\right], \quad (3.21)$$

полученная в результате интегрирования по y выражения

$$-\bar{U} \frac{\partial u_{\text{пр}}}{\partial x'} = -\frac{\partial \bar{P}}{\partial x'} - \frac{C_f}{2h} (\bar{U} - u_{\text{пр}})^2 \quad (3.22)$$

в предположении, что $u_{\text{пр}} \ll U$, $\partial/\partial x' \ll \partial/\partial y'$. Здесь: x' , y' - текущие координаты в локальной системе прямоугольных декартовых координатах $X'OY'$ с началом в центре острова (ось OX' направлена в сторону главного вектора скорости набегающего потока \bar{U}); $u_{\text{пр}}(y')$ - скорость противотечения за островом, распределенная по нормальному закону Гаусса; \bar{P} - гидродинамическое давление; D - наибольшая ширина острова в плоскости, перпендикулярной движению воды; C_f - коэффициент трения. По натурным данным для островов $D=40-8700$ м, $h=1-5$ м, по формуле Кольбука-Уайта, Грант и Чу [Grant, Chu, 1987] получили коэффициенты трения C_f в пределах $C_f=0,0049-0,0076$.

Локальная система координат связана с исходной соотношениями

$$\begin{aligned} x' &= (x-x_0)\cos\alpha - (y-y_0)\sin\alpha, \\ y' &= (x-x_0)\sin\alpha + (y-y_0)\cos\alpha, \end{aligned} \quad (3.23)$$

где x_0 , y_0 - координаты нового начала O' в старой системе координат; α - угол между осями OX и OX' .

Учитывая, что по Гранту и Чу [Grant, Chu, 1987]

$$C_f = \frac{2g}{C^2}, \quad (3.24)$$

уравнение 3.21 можно представить в более удобной записи

$$\bar{R} = C_D D g \frac{\bar{U}^2}{C^2 h} \exp\left[-\frac{2g}{C^2 h} x'\right], \quad (3.25)$$

где C в общем случае равно C_p . Тогда, для осредненного по глубине потока, последнее выражение в проекции на координатные оси, по аналогии с (3.16), будет иметь вид

$$\begin{aligned} R_x &= C_D D g \frac{\bar{u} \sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{C_x^2} \exp\left[-\frac{2g}{C_x^2 h} x'\right], \\ R_y &= C_D D g \frac{\bar{v} \sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{C_y^2} \exp\left[-\frac{2g}{C_y^2 h} x'\right], \end{aligned} \quad (3.26)$$

где $C_{D,x} = C_{D,y} = C_D$.

Силы внутреннего трения. В проекции на координатные оси ньютоновские силы внутреннего трения равны нулю, так как эти силы являются парными. Однако, работа сил внутреннего трения нулю не равна, что приводит к возникновению в потоке турбулентных касательных напряжений и диссипации (рассеиванию) механической энергии в пространстве.

В зависимости от принятой модели турбулентности, касательные напряжения на вертикальных гранях осредненного по глубине потока обычно определяют с использованием гипотез: Тейлора [Михалев, 1971], Рейхарда, Коновалова [Коновалов, Баланин, Селезнев, 1960], Прандтля, Маккавеева или сочетания последних [Аппель, 1978]. Однако, при решении практических задач, в большинстве случаев, работу сил внутреннего трения не учитывают, точнее учитывают в неявном виде. Это касается как плановых задач речной гидравлики [Караушев, 1962; Маккавеев, 1950; Нумеров, 1951 и др.], так и океанологических задач [Баклановская, Пальцев, Чечель, 1979; Вольцингер, Пясковский, 1977; Корявов, 1987 и др.]. Подобный методический прием можно объяснить: во-первых, отсутствием общепринятой теоретической базы; во-вторых, введение дополнительных членов и неизвестных усложняет структуру модели и ее калибровку, не увеличивая при этом точности; в-третьих, работа сил внутреннего трения значительно меньше работы сил внешнего трения [Лятхер, Прудовский, 1971] и, наконец, в-четвертых, эмпирические коэффициенты сил внешнего трения в суммарном виде учитывают все сопротивления, разделить которые на внешние и внутренние очень сложно.

Учет сил внутреннего трения в явном виде необходим в случае втекания речной струи в водоем, когда коэффициент трения, связанный с повышенным вихреобразованием на боковых поверхностях раздела речной струи и окружающих ее водных масс, может на порядок и более превышать коэффициент трения на твердой границе [Михайлов, Рогов, Чистяков, 1986]. Однако, учет подобных эффектов, в данном случае, выходит за пределы принятых допущений.

В рамках поставленной задачи будем придерживаться общепринятого, для плановых задач подобного типа, подхода, то есть будем учитывать силы внутреннего трения косвенным путем, посредством эмпирических коэффициентов, входящих в силу внешнего трения на твердом контуре (дно, берега, ВВР).

Если уравнения (3.7), (3.11), (3.14)-(3.16), (3.26) разделить на $(\xi-\eta)$ и подставить в выражение (3.1), дополнив его проинтегрированным по z уравнением неразрывности, получим общие уравнения мелкой воды для зарастающих водотоков и водоемов, удовлетворяющие принятым ограничениям, с учетом гидравлических сопротивлений различного генезиса

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0; \\
& \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - g \frac{\partial(\xi' - \eta)}{\partial x} + g \frac{\partial(\xi - \xi')}{\partial x} - fv + \\
& + \frac{\tau_x}{\rho(\xi - \eta)} - \frac{gu\sqrt{u^2 + v^2}}{\xi - \eta} \left[\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_x^2} + \frac{A_p}{C_{px}^2 A} + \sum_{i=1}^m \frac{C_{D_i} D_i}{C_x^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_x^2 h} x'_i\right) \right]; \\
& \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} - g \frac{\partial(\xi' - \eta)}{\partial y} + g \frac{\partial(\xi - \xi')}{\partial y} - fu + \\
& + \frac{\tau_y}{\rho(\xi - \eta)} - \frac{gv\sqrt{u^2 + v^2}}{\xi - \eta} \left[\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_y^2} + \frac{A_p}{C_{py}^2 A} + \sum_{i=1}^m \frac{C_{D_i} D_i}{C_y^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_y^2 h} x'_i\right) \right],
\end{aligned} \tag{3.27}$$

где: A - общая площадь водного зеркала; A_p - часть акватории, покрытая ВВР; m - количество островов. В уравнениях (3.27) и в дальнейшем изложении знак осреднения скоростей опущен.

Если в системе уравнений (3.27) пренебречь ветровым напряжением и силой Кариолиса, получим систему, описывающую плановое движение стоковых течений, характерных для рек. С другой стороны, приравняв нулю члены, характеризующие гидравлический уклон невозмущенной поверхности, получим уравнения мелкой воды, широко применяемые для моделирования дрейфовых течений в морях и озерах.

Вводя вектор $\vec{U} = (u, v, h)$ при $(\xi - \xi') + (\xi' - \eta) = h$, систему (3.27) запишем в виде одного векторного уравнения

$$\frac{\partial \vec{U}}{\partial t} + A \frac{\partial \vec{U}}{\partial x} + B \frac{\partial \vec{U}}{\partial y} + C \vec{U} = \vec{F}, \tag{3.28}$$

где:

$$A = \begin{vmatrix} u & o & g \\ o & u & o \\ h & o & u \end{vmatrix}; \quad B = \begin{vmatrix} v & o & o \\ o & v & g \\ o & h & v \end{vmatrix}; \quad C = \begin{vmatrix} o & -f & o \\ f & o & o \\ o & o & o \end{vmatrix};$$

$$F = \begin{vmatrix} -g \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{\tau_x}{\rho_h} - \frac{gu\sqrt{u^2 + v^2}}{h} \left[\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_x^2} + \frac{A_p}{C_{px}^2 A} + \sum_{i=1}^m \frac{C_{D_i} D_i}{C_x^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_x^2 h} x'_i\right) \right] \\ -g \frac{\partial \eta}{\partial y} + \frac{\tau_y}{\rho_h} - \frac{gv\sqrt{u^2 + v^2}}{h} \left[\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_y^2} + \frac{A_p}{C_{py}^2 A} + \sum_{i=1}^m \frac{C_{D_i} D_i}{C_y^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_y^2 h} x'_i\right) \right] \\ 0 \end{vmatrix}.$$

Система (3.28) принадлежит к нелинейным системам гиперболического типа. Доказательство существования и единственности решения для систем вида (3.28) содержится в работах [Иваненко, Корявов, 1983; Марчук, Каган, 1983]. Строгое обоснование постановки граничных условий для уравнений мелкой воды (3.28), заданных в некоторой произвольной области, представляет значительные трудности, прежде всего ввиду нелинейности системы и отсутствия информации о направлении векторов скорости воды вблизи границ, отделяющих рассматриваемую часть водоема от других его частей.

Воспользуемся опытом решения подобных задач в океанологии [Баклановская, Пальцев, Чечель, 1979; Вольцингер, Пясковский, 1977; Roed, Cooper, 1987] и при моделировании склонового стекания по поверхности водосбора [Кучмент, Демидов, Мотовилов, 1983; Chow, Ven-Zwi, 1973]. В работах [Баклановская, Пальцев, Чечель, 1979; Вольцингер, Пясковский, 1977] показано, что в случае двумерного докритического течения, при сохранении конвективных членов, количество условий на границе зависит от знака нормальной к границе скорости U_n . На участках, где жидкость втекает в рассматриваемую область, следует задавать два граничных условия, а на участках вытекания жидкости - одно. При пренебрежении конвективными членами на всех участках границы следует задавать по одному граничному условию. Аналогичное правило было сформулировано Чарни еще в 1955 году из общих физических соображений, без строгого математического анализа [Charney, 1955].

На твердой границе (берег) обычно принимают одно естественное условие непротекания: $U_n=0$. Для уменьшения влияния краевого эффекта жидкие границы рекомендуется размещать на некотором расстоянии от интересующей нас части области, а при фрагментировании брать на один аналогичный фрагмент больше с каждой стороны рассматриваемой части.

Численное интегрирование системы (3.28) выполним методом конечных элементов (МКЭ).

Поставим задачу: посредством решения системы (3.28) определить функции $u(x, y, t)$, $v(x, y, t)$, $\xi(x, y, t)$ при заданных начальных и граничных условиях. Кроме того, будем считать заданными: $\eta(x, y)$, $\tau(t)$, f , A , A_p , $C_p(x, y)$, $C(x, y)$, ρ , g . В качестве упрощения примем, что на рассматриваемой акватории островов нет, то есть члены

$$\frac{gu\sqrt{u^2+v^2}}{\xi-\eta} \sum_{i=1}^m \frac{C_{Di}D_i}{C_x^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_x^2 h} X'_i\right) = \frac{gv\sqrt{u^2+v^2}}{\xi-\eta} \sum_{i=1}^m \frac{C_{Di}D_i}{C_y^2} \exp\left(-\frac{2g}{C_y^2 h} X'_i\right) = 0. \quad (3.29)$$

Не будем также учитывать пространственную изменчивость скорости ветра, так как масштаб этой изменчивости, как правило, на порядок больше масштаба рассматриваемой области [Арсеньев, Шелковников, 1984].

В общем случае решение системы уравнений (3.28) будем выполнять в два этапа. Для этого предполагаем, что формирование установившихся стоковых течений и отметок свободной поверхности воды при отсутствии ветрового воздействия предшествует возникновению последнего и формированию стоково-ветровых течений. Такое допущение не противоречит физической картине развития процесса. Тогда, приняв $\vec{W}=0$, $f\vec{U}=0$, $\frac{\partial \xi}{\partial t}=0$, $\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial v}{\partial t} = 0$, $\xi'-\eta'=h'$,

решаем систему уравнений

$$\begin{aligned} u' \frac{\partial(\xi-\eta)}{\partial x} + (\xi'-\eta) \frac{\partial u'}{\partial x} + v' \frac{\partial(\xi'-\eta)}{\partial y} + (\xi'-\eta) \frac{\partial v'}{\partial y} &= 0; \\ u' \frac{\partial u'}{\partial x} + v' \frac{\partial u'}{\partial y} &= -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - g \frac{\partial(\xi'-\eta)}{\partial x} - \frac{gu'\sqrt{u'^2+v'^2}}{\xi'-\eta} \left(\frac{1-\frac{A_p}{A}}{C_x^2} + \frac{A_p}{C_{px}^2 A} \right); \\ u' \frac{\partial v'}{\partial x} + v' \frac{\partial v'}{\partial y} &= -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - g \frac{\partial(\xi'-\eta)}{\partial y} - \frac{gv'\sqrt{u'^2+v'^2}}{\xi'-\eta} \left(\frac{1-\frac{A_p}{A}}{C_y^2} + \frac{A_p}{C_{py}^2 A} \right), \end{aligned} \quad (3.30)$$

при граничных условиях

$$u_n=0 \text{ для } \mu \in \Gamma_1, \mu \in \Gamma_2;$$

$$u_\tau=0; u_n(\mu)=C\sqrt{i_n h'(\mu)} \quad \text{для } \mu \in \Gamma_3;$$

$$\xi'=\xi_0 \quad \text{для } \mu \in \Gamma_4,$$

где: u_τ - тангенциальная к границе скорость; i_n - уклон дна по нормали к границе; Γ_i - участки границы рассматриваемой области Ω , где $i=1-4$ (соответственно, твердая вертикальная граница (берега) (1); жидкая граница, водообмен через которую практически отсутствует (при фрагментировании) (2); жидкая граница, через которую поступает вода (3); морская граница области (4)). Система уравнений (3.30) описывает стационарный процесс движения воды под действием одной активной силы - земного тяготения.

На втором этапе, считая поверхность $Z=\xi(x, y)$ невозмущенной, решаем систему уравнений

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\xi-\xi')}{\partial t} + (\xi-\eta)\frac{\partial u}{\partial x} + u\frac{\partial(\xi-\eta)}{\partial x} + (\xi-\eta)\frac{\partial v}{\partial y} + v\frac{\partial(\xi-\eta)}{\partial y} &= 0; \\ \frac{\partial u}{\partial t} + u\frac{\partial u}{\partial x} + v\frac{\partial u}{\partial y} &= g\frac{\partial(\xi-\xi')}{\partial x} + fv + \frac{\tau_x}{\rho(\xi-\eta)} - \frac{gu\sqrt{u^2+v^2}}{\xi-\eta} \left(\frac{1-\frac{A_p}{A}}{C_x^2} + \frac{A_p}{C_{px}^2 A} \right); \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u\frac{\partial v}{\partial x} + v\frac{\partial v}{\partial y} &= g\frac{\partial(\xi-\xi')}{\partial y} - fv + \frac{\tau_y}{\rho(\xi-\eta)} - \frac{gv\sqrt{u^2+v^2}}{\xi-\eta} \left(\frac{1-\frac{A_p}{A}}{C_y^2} + \frac{A_p}{C_{py}^2 A} \right), \end{aligned} \quad (3.31)$$

при граничных условиях:

$$u_n=0 \quad \text{для } \mu \in \Gamma_1;$$

$$\xi=\xi_1(\mu(t)) \quad \text{для } \mu(t) \in \Gamma_2;$$

$$\xi=\xi'(\mu), u_n=u'(\mu) \quad \text{для } \mu \in \Gamma_3;$$

$$\xi=\xi_2(\mu(t)), u_n=u(\mu(t)) \quad \text{если } u_n < 0;$$

$$\xi=\xi_1(\mu(t)) \quad \text{если } u_n \geq 0 \text{ для } \mu(t) \in \Gamma_4.$$

Начальные условия примем в виде:

$$u|_{t=0}=u'(x, y); \quad v|_{t=0}=v'(x, y); \quad \xi|_{t=0}=\xi'(x, y); \quad W|_{t=0}=0.$$

Для модельных случаев при вариантных расчетах можно ограничиться только решением системы (3.31), задав часть начальных и граничных условий, получаемых в результате решения системы (3.30), априори и производя отсчет отметок свободной поверхности от некоторой плоскости $Z=0$ (не обязательно горизонтальной).

Учитывая сказанное, алгоритм решения уравнений мелкой воды МКЭ рассмотрим на примере системы (3.31) как более общего случая из частных для системы (3.28), заменив решение системы (3.30) внутренними граничными условиями [Кюнж, Холли, Вервей, 1985]. Алгоритм решения системы (3.30) аналогичный, с упрощением, ввиду стационарности процесса (метод “жесткой крышки”).

Основные этапы применения МКЭ следующие [Коннор, Бреббиа, 1979]:

1) дискретизация задачи, то есть представление области в виде совокупности конечных элементов;

2) получение матрицы элементов;

3) построение общей матрицы для всей области и вектора нагрузки;

4) наложение граничных условий;

5) решение системы уравнений.

Согласно рассмотренному плану, разобьем область Ω на ряд подобластей (элементов) Ω_i , взаимодействующих в N узлах. Очевидно, что наиболее удобным способом описания области со сложным контуром является триангуляция (треугольные элементы).

Приближенное решение системы (3.31) будем искать в виде

$$\begin{aligned}\tilde{h} &= \sum_{i=1}^N h_i(t) \psi_i(x, y); \\ \tilde{u} &= \sum_{i=1}^N u_i(t) \psi_i(x, y); \\ \tilde{v} &= \sum_{i=1}^N v_i(t) \psi_i(x, y),\end{aligned}\tag{3.32}$$

где: $h_i(t)$, $u_i(t)$, $v_i(t)$ - неизвестные в узлах сетки глубина и компоненты скорости, зависящие от времени; $\psi_i(x, y)$ - базисная функция, имеющая локальный носитель.

Для удобства дальнейшего изложения введем обозначения

$$\begin{aligned}F_x &= g \frac{\partial(\xi - \xi')}{\partial x} + fv + \frac{\tau_x}{\rho(\xi - \eta)} - \frac{gu\sqrt{u^2 + v^2}}{\xi - \eta} \left(\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_x^2} + \frac{A_p}{C_{px}^2 A} \right); \\ F_y &= g \frac{\partial(\xi - \xi')}{\partial y} + fv + \frac{\tau_y}{\rho(\xi - \eta)} - \frac{gv\sqrt{u^2 + v^2}}{\xi - \eta} \left(\frac{1 - \frac{A_p}{A}}{C_y^2} + \frac{A_p}{C_{py}^2 A} \right).\end{aligned}\tag{3.33}$$

Очевидно, что, если внутренняя область элемента характеризуется однородными гидравлическими сопротивлениями, совместное использование членов $1/C^2$ и $1/C_p^2$ исключается.

Тогда, по принципу Гамильтона-Остроградского, используя вариационную формулу Галеркина для одного элемента, можно записать

$$\begin{aligned} & \iint_{\Omega_e} \left(\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - F_x \right) \delta u dx dy \ominus; \\ & \iint_{\Omega_e} \left(\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} - F_y \right) \delta v dx dy \ominus; \\ & \iint_{\Omega_e} \left(\frac{\partial(\xi - \xi')}{\partial t} + (\xi - \eta) \frac{\partial u}{\partial x} + u \frac{\partial(\xi - \eta)}{\partial x} + (\xi - \eta) \frac{\partial v}{\partial y} + v \frac{\partial(\xi - \eta)}{\partial y} \right) \delta(\xi - \xi') dx dy \ominus. \end{aligned} \quad (3.34)$$

где: δu , δv , $\delta(\xi - \xi')$ - вариации компонент скорости и глубины. Здесь и далее интегралы по контуру (граничные условия) опущены.

Если для всех неизвестных выбрать одинаковые базисные функции ψ^T то вектор неизвестных внутри элемента запишется через узловые неизвестные как

$$\bar{W} = \psi^T \bar{W}^n, \quad (3.35)$$

где: $\bar{W} = (\tilde{u}, \tilde{v}, \tilde{h})$; n указывает, что вектор распространяется на все узлы элемента. Вариация вектора \bar{W} равна

$$\delta W = \psi^T \delta W^n \quad (3.36)$$

Подставляя (3.35) и (3.36) в (3.34), получим

$$\begin{aligned} & \delta u^{n,T} \left[\iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial u^n}{\partial t} + \psi \left(u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - F_x \right) \right\} dx dy \right] = 0; \\ & \delta v^{n,T} \left[\iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial v^n}{\partial t} + \psi \left(u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} - F_y \right) \right\} dx dy \right] = 0; \\ & \delta h^{m,T} \left[\iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial h^m}{\partial t} + \psi \left(h \frac{\partial u}{\partial x} + u \frac{\partial h}{\partial x} + h \frac{\partial v}{\partial y} + v \frac{\partial h}{\partial y} \right) \right\} dx dy \right] = 0. \end{aligned} \quad (3.37)$$

Учитывая произвольность вариаций $\delta u^{n,T}$, $\delta v^{n,T}$, $\delta h^{m,T}$, для всей области можно записать

$$\begin{aligned}
& \sum_e \iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial u^n}{\partial t} + \psi \left(u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - F_x \right) \right\} dx dy = 0; \\
& \sum_e \iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial v^n}{\partial t} + \psi \left(u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} - F_y \right) \right\} dx dy = 0; \\
& \sum_e \iint_{\Omega_e} \left\{ \psi \psi^T \frac{\partial h^n}{\partial t} + \psi \left(h \frac{\partial u}{\partial x} + u \frac{\partial h}{\partial x} + h \frac{\partial v}{\partial y} + v \frac{\partial h}{\partial y} \right) \right\} dx dy = 0.
\end{aligned} \tag{3.38}$$

Система (3.38) представляет собой систему нелинейных обыкновенных дифференциальных уравнений относительно коэффициентов разложения.

В качестве интерполяционной будем использовать линейную функцию вида

$$W(x, y) = \alpha_1 + \alpha_2 x + \alpha_3 y \tag{3.39}$$

При фиксированном t функция (3.39) удовлетворяет главным условиям, предъявленным к интерполяционным функциям - условию допустимости и полноты.

Рассмотрим произвольный треугольный элемент сеточной области Ω^n с координатами вершин i, j, k . Неизвестные α_i функции (3.39) выразим через узловые неизвестные $W_\mu (\mu = i, j, k)$. Это приводит к следующей системе уравнений, записанной в матричном виде

$$\begin{Bmatrix} W_i \\ W_j \\ W_k \end{Bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & x_i & y_i \\ 1 & x_j & y_j \\ 1 & x_k & y_k \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \alpha_1 \\ \alpha_2 \\ \alpha_3 \end{Bmatrix} \tag{3.40}$$

Решая уравнения (3.40) относительно α_i , получим

$$\begin{Bmatrix} \alpha_1 \\ \alpha_2 \\ \alpha_3 \end{Bmatrix} = \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \begin{bmatrix} x_j y_k - x_k y_j & x_k y_i - x_i y_k & x_i y_j - x_j y_i \\ y_j - y_k & y_k - y_i & y_i - y_j \\ x_k - x_j & x_i - x_k & x_j - x_i \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} W_i \\ W_j \\ W_k \end{Bmatrix} \tag{3.41}$$

где $\Omega_{e_{ijk}} = 1/2[(y_j - y_k)(x_i - x_k) - (y_k - y_i)(x_k - x_j)]$ - площадь элемента.

Подставив значения α_i из (3.41) в (3.39), будем иметь

$$W = \psi_i W_i + \psi_j W_j + \psi_k W_k \tag{3.42}$$

где:

$$\begin{aligned}
\psi_i &= \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} [(x_j y_k - x_k y_j) + (y_j - y_k)x + (x_k - x_j)y]; \\
\psi_j &= \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} [(x_k y_i - x_i y_k) + (y_k - y_i)x + (x_i - x_k)y]; \\
\psi_k &= \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} [(x_i y_j - x_j y_i) + (y_i - y_j)x + (x_j - x_i)y]
\end{aligned}$$

Производные от (3.42) по оси X и Y будут иметь вид

$$\begin{aligned}\frac{\partial W}{\partial x} &= \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} [(y_i - y_k)W_i + (y_k - y_i)W_j + (y_i - y_j)W_k], \\ \frac{\partial W}{\partial y} &= \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} [(x_k - x_j)W_i + (x_i - x_k)W_j + (x_j - x_i)W_k].\end{aligned}\quad (3.43)$$

Очевидно, что для внутренних узлов области Ω^n базисные функции ψ_v ($v = i, j, k$) составляют только часть системы базисных функций, так как, по определению, вне элемента базисные функции этого элемента равны нулю. Для нахождения совокупности базисных функций i -го узла необходимо выполнить суммирование выражений (3.42) по элементной окрестности, то есть по всем элементам, вершиной которых является узел i . Однако для формирования общей матрицы решения удобно выполнять суммирование по всем элементам области Ω^n . При этом, члены, характеризующие элементы без вершины i , будут иметь нулевые значения.

Учитывая сказанное, и, подставив (3.33), (3.42), (3.43), в (3.38), для каждого члена системы (3.38) J_e^s в i -м узле получим ($e = 1, 2, \dots, 7$ - номер члена уравнения; $s = 1, 2, 3$ - номер уравнения в системе, в порядке записи):

$$J_1^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \left\{ \frac{\partial u_i}{\partial t} \psi_i + \frac{\partial u_j}{\partial t} \psi_j + \frac{\partial u_k}{\partial t} \psi_k \right\}^e dx dy, \quad (3.44)$$

$$J_2^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \left\{ (u_i \psi_i + u_j \psi_j + u_k \psi_k) (y_j - y_k) \mu_i + (y_k - y_i) \mu_j + (y_i - y_j) \mu_k \right\}^e dx dy, \quad (3.45)$$

$$J_3^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \left\{ (v_i \psi_i + v_j \psi_j + v_k \psi_k) (x_k - x_j) \mu_i + (x_i - x_k) \mu_j + (x_j - x_i) \mu_k \right\}^e dx dy, \quad (3.46)$$

$$J_4^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{g}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \left\{ (y_j - y_k) h_i'' + (y_k - y_i) h_j'' + (y_i - y_j) h_k'' \right\}^e dx dy, \quad (3.47)$$

$$J_5^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} f \psi_i^e \left\{ v_i \psi_i + v_j \psi_j + v_k \psi_k \right\}^e dx dy, \quad (3.48)$$

$$J_6^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{\tau_x}{\rho} \psi_i^e \left\{ h_i^{-1} \psi_i + h_j^{-1} \psi_j + h_k^{-1} \psi_k \right\}^e dx dy, \quad (3.49)$$

$$J_7^1 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} g \psi_i^e \{ (u_i \psi_i + u_j \psi_j + u_k \psi_k) (n_0^2 + n_p^2)_i \frac{\sqrt{u_i^2 + v_i^2}}{h_i^{4/3}} \psi_i + (n_0^2 + n_p^2)_j \frac{\sqrt{u_j^2 + v_j^2}}{h_j^{4/3}} \psi_j + (n_0^2 + n_p^2)_k \frac{\sqrt{u_k^2 + v_k^2}}{h_k^{4/3}} \psi_k \}^e dx dy \quad (3.50)$$

$$J_1^3 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \left\{ \frac{\partial h_i''}{\partial t} \psi_i + \frac{\partial h_j''}{\partial t} \psi_j + \frac{\partial h_k''}{\partial t} \psi_k \right\}^e dx dy, \quad (3.51)$$

$$J_2^3 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \{ (h_i \psi_i + h_j \psi_j + h_k \psi_k) ((y_j - y_k) u_i + (y_k - y_i) u_j + (y_i - y_j) u_k) \}^e dx dy, \quad (3.52)$$

$$J_3^3 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \{ (u_i \psi_i + u_j \psi_j + u_k \psi_k) ((y_j - y_k) h_i + (y_k - y_i) h_j + (y_i - y_j) h_k) \}^e dx dy \quad (3.53)$$

$$J_4^3 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \{ (h_i \psi_i + h_j \psi_j + h_k \psi_k) ((x_k - x_j) v_i + (x_i - x_k) v_j + (x_j - x_i) v_k) \}^e dx dy \quad (3.54)$$

$$J_5^3 = \sum_e \iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \frac{1}{2\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i^e \{ (h_i \psi_i + h_j \psi_j + h_k \psi_k) ((x_k - x_j) h_i + (x_i - x_k) h_j + (x_j - x_i) h_k) \}^e dx dy \quad (3.55)$$

Второе уравнение движения системы (3.38) запишется аналогично (3.44)-(3.50).

Если каждый треугольный элемент рассматривать в естественной системе координат, то для вычисления интегралов, входящих в выражение (3.44)-(3.48) и (3.51)-(3.55) можно использовать формулу

$$\iint_{\Omega_{\Delta}} L_1^a L_2^b L_3^c d\Omega = \frac{a!b!c!}{(a+b+c+2)!} 2\Omega_{\Delta}, \quad (3.56)$$

где: Ω_{Δ} - площадь треугольника; L_1, L_2, L_3 - относительные координаты [Eisenberg, Malvern, 1973]. Для треугольного симплекс-элемента переменные L_1, L_2, L_3 представляют собой функции формы [Сегерлинд, 1979], то есть

$$L_1 = \psi_i; \quad L_2 = \psi_j; \quad L_3 = \psi_k.$$

Тогда,

$$\iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i \psi_\mu \psi_\nu dx dy = \begin{cases} \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{10}, & \text{если } i = \mu = \nu, \\ \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{30}, & \text{если } i = \mu \neq \nu \text{ или } i \neq \mu = \nu, \\ \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{60}, & \text{если } i \neq \mu \neq \nu, \mu, \nu = i, j, k; \end{cases} \quad (3.57)$$

$$\iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i \psi_\mu dx dy = \begin{cases} \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{6}, & \text{если } i = \mu, \\ \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{12}, & \text{если } i \neq \mu, \mu = i, j, k; \end{cases} \quad (3.58)$$

$$\iint_{\Omega_{e_{ijk}}} \psi_i dx dy = \frac{\Omega_{e_{ijk}}}{3}; \quad (3.59)$$

$$\iint_{\Omega_{e_{ijk}}} dx dy = \Omega_{e_{ijk}}. \quad (3.60)$$

С учетом (3.57)-(3.60) выражения (3.44)-(3.55) можно упростить до вида

$$J_1^1 = \sum_e \frac{1}{6} \Omega_{e_{ijk}} \left(\frac{\partial u_i}{\partial t} + \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_i}{\partial t} + \frac{\partial u_k}{\partial t} \right) \right); \quad (3.61)$$

$$J_2^1 = \sum_e \frac{1}{12} \left(u_i + \frac{1}{2} (u_j + u_k) \right) \left((y_j - y_k) u_i + (y_k - y_i) u_j + (y_i - y_j) u_k \right); \quad (3.62)$$

$$J_3^1 = \sum_e \frac{1}{2} \left(v_i + \frac{1}{2} (v_j + v_k) \right) \left((x_k - x_j) u_i + (x_i - x_k) u_j + (x_j - x_i) u_k \right); \quad (3.63)$$

$$J_4^1 = \sum_e \frac{1}{6} g \left((y_j - y_k) h_i'' + (y_k - y_i) h_j'' + (y_i - y_j) h_k'' \right); \quad (3.64)$$

$$J_5^1 = \sum_e \frac{1}{6} \Omega_{e_{ijk}} f \left(v_i + \frac{1}{2} (v_j + v_k) \right); \quad (3.65)$$

$$J_6^1 = \sum_e \frac{1}{6} \frac{\tau_x}{\rho} \Omega_{e_{ijk}} \left(h_i^{-1} + \frac{1}{2} (h_j^{-1} + h_k^{-1}) \right); \quad (3.66)$$

$$J_7^1 = \sum_e \frac{1}{10} g \Omega_{e_{ijk}} \left(u_i \left(r_i + \frac{1}{3} (r_j + r_k) \right) + \frac{1}{3} u_j \left(r_i + r_j + \frac{1}{2} r_k \right) + \frac{1}{3} u_k \left(r_i + \frac{1}{2} r_j + r_k \right) \right) \quad (3.67)$$

$$r_i = \frac{(n_0 + n_p)_i \sqrt{u_i^2 + v_i^2}}{h_i^{4/3}}; \quad r_j = \frac{(n_0 + n_p)_j \sqrt{u_j^2 + v_j^2}}{h_j^{4/3}}; \quad r_k = \frac{(n_0 + n_p)_k \sqrt{u_k^2 + v_k^2}}{h_k^{4/3}};$$

$$J_1^3 = \sum_e \frac{1}{6} \Omega_{e_{ijk}} \left(\frac{\partial h_i''}{\partial t} + \frac{1}{2} \left(\frac{\partial h_i''}{\partial t} + \frac{\partial h_k''}{\partial t} \right) \right); \quad (3.68)$$

$$J_2^3 = \sum_e \frac{1}{12} \left(h_i + \frac{1}{2} (h_j + h_k) \right) \left((y_j - y_k) u_i + (y_k - y_i) u_j + (y_i - y_j) u_k \right); \quad (3.69)$$

$$J_3^3 = \sum_e \frac{1}{12} \left(u_i + \frac{1}{2} (u_j + u_k) \right) \left((y_j - y_k) h_i + (y_k - y_i) h_j + (y_i - y_j) h_k \right); \quad (3.70)$$

$$J_4^3 = \sum_e \frac{1}{12} \left(h_i + \frac{1}{2} (h_j + h_k) \right) \left((x_k - x_j) v_i + (x_i - x_k) v_j + (x_j - x_i) v_k \right); \quad (3.71)$$

$$J_5^3 = \sum_e \frac{1}{12} \left(v_i + \frac{1}{2} (v_j + v_k) \right) \left((x_k - x_j) h_i + (x_i - x_k) h_j + (x_j - x_i) h_k \right); \quad (3.72)$$

Кроме изложенной дискретизации уравнений мелкой воды, нами была выполнена попытка детального представления нелинейных членов, где каждый параметр аппроксимировался линейным полиномом. При этом, значительно усложнилась численная схема, что привело к необходимости интегрирования функций по квадратурным формулам Гаусса-Лежандра. Однако, заметного улучшения результатов расчетов мы не получили.

Дискретизация по времени выполнялась по хорошо разработанной для данного класса задач схеме Рунге-Кутты четвертого порядка точности. Схема является условно устойчивой: шаг по времени Δt должен удовлетворять условию Фридерика-Куранта-Леви

$$\Delta t \leq \frac{\Delta l}{\sqrt{2gh}},$$

где Δl - наименьшая длина стороны элемента в расчетной области [Коннор, Бреббиа, 1979].

Нами также была рассмотрена возможность дискретизации производных по времени методом Эйлера. При этом появилась счетная неустойчивость уже на первых шагах по времени. Неустойчивость схемы не исчезла даже при существенном уменьшении Δt и выполнении условия Фридерика-Куранта-Леви.

Система нелинейных алгебраических уравнений (3.61)-(3.72), дополненная вторым уравнением движения, решалась на тестовом примере (прямоугольный канал постоянной глубины, состоящий из 12 элементов) методом Гаусса-Зейделя, который является модификацией метода простых итераций. Выбор метода Гаусса-Зейделя обусловлен простотой его программирования и отладки. Вместе с тем, необходимо отметить, что скорость сходимости

этого метода ниже чем у методов Ньютона, однако, при быстроедействии ЭВМ 2 млн. операций в секунду существенного увеличения затрат машинного времени не наблюдается. Достаточным условием сходимости метода Гаусса-Зейделя является условие $|f'(c_n)| < 1$, где c_n - значение корня исходного уравнения в n -ном приближении.

Несмотря на принятые допущения и упрощения, изложенный алгоритм является довольно сложным, хотя и позволяет учитывать все основные факторы формирования течений в многосвязных областях, которыми являются зарастающие водотоки и водоемы. Поэтому, в полном объеме рассмотренный алгоритм имеет, прежде всего, методическое значение. При расчете течений для реальных условий, в каждом конкретном случае алгоритм можно существенно упростить путем анализа вклада отдельных факторов в формирование результирующего вектора скорости воды. Отсюда следует, что, исходя из условий экономичности и требуемой точности расчета, отдельными членами систем (3.30) и (3.31) в конкретных случаях можно пренебречь, ввиду их малости. При этом, привносимая в общее решение ошибка будет в пределах точности расчета. Более подробно об анализе членов уравнений (3.30) и (3.31) для реальных условий см. раздел 3.5.

Для зарастающих водотоков и водоемов очевидным преимуществом МКЭ является возможность представления каналов, дельтовых рукавов, протоков, зарослей ВВР и т.д., как отдельных элементов или их совокупностей.

3.3. Вертикальное распределение осредненных скоростей течения воды

По данным натурных измерений скорости движения воды в зарослях ВВР 14 видов, нами было установлено, что в естественных условиях распределение по вертикали осредненной скорости существенно отличается от логарифмического [Казмирук, 1990а]. На это же указывают и другие исследования [Hino, 1981; Kozorin, 1977; Luther, Leonard, 1995]. Как было отмечено выше, в зависимости от биометрических и морфологических особенностей ВВР, максимальная скорость воды на вертикали может быть у поверхности, в средней зоне и у дна. Наблюдается обратная связь между густотой растений по глубине потока и скоростью воды.

Если принять допущение, что движение воды через растительный покров равномерное и турбулентное, а проекция силы тяжести на направление движения уравновешивается силами трения, то по аналогии с [Hino, 1981; Kozorin, 1977] для площадки шириной 1 м и длиной, равной среднему приведенному размеру одного ряда растений, можно записать уравнение для изменения касательных напряжений по глубине потока

$$d\tau/dz = -\rho gJ + 1/2\rho C_d V^2 \sum b_i, \quad (3.73)$$

где z - вертикальная координата, отсчитываемая от дна; τ - касательное напряжение; J - уклон водной поверхности; $V(z)$ - скорость движения воды; ρ - плотность воды; g - ускорение свободного падения; C_d - коэффициент сопротивления обтекания растений; $b_i(z)$ - характерная ширина растений.

С другой стороны, используя гипотезу Прандтля-Буссинеска запишем

$$\tau = \rho l^2 |dV/dz| dV/dz, \quad (3.74)$$

где l - путь смещения.

Натурные исследования за движением воздушных масс в пологе растительности показали, что на путь смещения и профиль скорости ветра основное влияние оказывает структура полога и густота листьев [Klaassen, 1992; Zonmakis, 1994]. Использование простой функциональной зависимости пути смещения от плотности листьев дает хорошие результаты. Аналогичный вывод сделан в [Emeis, Prandsen, 1993] на основе численных экспериментов с абстрактными препятствиями.

Для определения пути смещения нами использована эмпирическая формула [Hino, 1981]

$$l = \kappa z / (1 + \beta z), \quad (3.75)$$

где κ - постоянная Кармана; β - эмпирический коэффициент, зависящий от густоты растительности в поперечном и вертикальном направлениях.

В естественных условиях структура растительного покрова очень сложная, и описать ее удастся только с помощью обобщенных характеристик. В качестве обобщенной характеристики при описании густоты растительного покрова примем проективное покрытие, характеризующее долю поверхности воды, занятой проекцией надземных частей растений. Проективный метод удобен тем, что позволяет использовать как наземные натурные наблюдения, так и аэрофотометоды. Учитывая сказанное, сумму характерной ширины растений в уравнении (3.73) запишем как

$$\sum b_i = K_1 N_{50} b, \quad (3.76)$$

где N_{50} - число растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии $P = 50\%$; $b(z)$ - зависящая от вертикальной координаты, средняя ширина растений, преобладающих на данном участке и оказывающих идентичное влияние на форму эпюры скоростей потока; K_1 -

коэффициент густоты растительного покрова, характеризующий количество растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии отличным от 50 %.

При прохождении потока через густые заросли растительности наблюдается эффект затенения растений, находящихся в кильватере, то есть задние растения попадают в водоворотную зону, создаваемую стоящими впереди. Это приводит к тому, что общее сопротивление растительного сообщества будет меньше алгебраической суммы сопротивлений отдельных растений. Эффект затенения будем учитывать коэффициентом K_3 .

Подставив (3.75), (3.76) в (3.73), (3.74) и учитывая K_3 , получим систему дифференциальных уравнений

$$\left. \begin{aligned} dV/dz &= (1+\beta z)/\kappa z(\tau/\rho)^{1/2} \\ d\tau/dz &= -\rho g J + 1/2 \rho K_1 K_3 C_d N_{50} V^2 b \end{aligned} \right\}, \tau \geq 0; \quad (3.76)$$

$$\left. \begin{aligned} dV/dz &= -(1+\beta z)/\kappa z(-\tau/\rho)^{1/2} \\ d\tau/dz &= -\rho g J + 1/2 \rho K_1 K_3 C_d N_{50} V^2 b \end{aligned} \right\}, \tau < 0. \quad (3.77)$$

Для определения граничных условий примем, что на высоте выступов шероховатости Δ соблюдается условие

$$\tau(\Delta) = \rho V_*^2, \quad (3.78)$$

где $V_* = g^{1/2}(hJ)^{1/2}$ - динамическая скорость, h - глубина воды.

С другой стороны, по формуле Шези-Маннинга

$$V = 1/n_p h^{1/6} (hJ)^{1/2}, \quad (3.79)$$

где n_p - коэффициент шероховатости участка с растительностью.

Определив из формул (3.78) и (3.79) $(hJ)^{1/2}$ и приравняв полученные выражения, будем иметь

$$V(\Delta) = \frac{h^{1/3}}{gn_0^2} \frac{\tau(\Delta)}{\rho}. \quad (3.80)$$

Использование формулы (3.80), куда входит коэффициент шероховатости в интегральном виде, позволяет учитывать общие и локальные условия движения водных масс. Коэффициент шероховатости зарастающих участков может быть определен по разработанной нами формуле [Казмирук, 1990а].

Результаты прямых измерений касательных напряжений на дне заросшего потока показывают, что $\tau(\Delta)$ существенно меньше $\tau_0 = \rho ghJ$ [Karovicova, Kosorin, 1981]. Для определения реальных значений τ Д.М.Тимпл [Temple, 1980] предложена эмпирическая формула

$$\tau = \rho ghJ [(1-C_f)(n_0/n_p)^2], \quad (3.81)$$

где n_0 - коэффициент шероховатости дна без растительности, C_f – эмпирический параметр, характеризующий влияние растительности на диссипацию энергии в придонной области. Для различных видов растительности $C_f = 0,5-0,9$.

Тогда, для случаев движения воды через заросли придонной и мягкой растительности в толще воды, граничные условия запишем в виде

$$\begin{aligned} \text{при } z = \Delta, \quad V^2 &= \frac{h^{1/3}}{gn_0^2} \frac{\tau}{\rho}, \\ \text{при } z = h, \quad \tau &= 0. \end{aligned} \quad (3.82)$$

При движении воды через заросли жесткой надводной растительности и растительности с плавающими по поверхности воды листьями $\tau(h) \neq 0$. Его значение может быть определено из соотношения (3.80).

Система уравнений (3.76), (3.77) с граничными условиями (3.82) легко решается численно методом предиктор-корректор.

3.4. Гидравлические сопротивления растительности

Определение гидравлических сопротивлений является одним из самых сложных и малоизученных вопросов решения внутренней задачи движения воды. Для зарастающих водотоков и водоемов эта задача усложняется еще и взаимным приспособлением потока воды и растительности.

Особенно остро вопрос о гидравлических сопротивлениях, вызванных растительностью, встал в последние десятилетия в связи с интенсивным зарастанием многих рек и водоемов, строительством водных путей для экологических целей и обводненных зеленых зон в городах, а также использованием растительности для природоприближенного восстановления и реконструкции водных объектов, особенно малых рек.

Полное гидравлическое сопротивление растительности складывается из сопротивления сил трения (касательные напряжения) и сопротивления сил давления (нормальные напряжения) [Kutija, Hong, 1996]. На современном уровне знаний о гидравлических сопротивлениях, их учет выполняется посредством введения в расчетные зависимости эмпирических коэффициентов шероховатости n или гидравлического трения λ , между которыми существует связь. О том, какое значение для точности гидравлических расчетов имеет коэффициент шероховатости, красноречиво говорит пример, приведенный в работе Б.В.Полякова [Поляков, 1934]. При проектировании обвалования р. Терек были даны три варианта сооружений стоимостью 27, 33 и 44 млн. рублей исключительно из-за разницы в выборе коэффициента шероховатости поймы.

В настоящее время существует несколько различных подходов к определению коэффициента шероховатости при расчетах движения воды в естественных водотоках. Первое направление основано на обобщении значений коэффициента шероховатости, полученных по натурным данным для характерных условий движения воды, которые определяются по косвенным признакам. В результате таких обобщений строят описательные таблицы значений коэффициента шероховатости. Второе направление базируется на построении эмпирических связей между коэффициентом шероховатости и параметром, характеризующим состояние растительного покрова. В последние десятилетия появилось, так называемое, полуэмпирическое направление, в основу которого положено использование уравнений баланса сил, действующих на отсек движущейся воды.

От первых трех направлений принципиально отличается подход, основанный на решении обратных задач речной гидравлики [Воронин, Толстых, 1986; Корень, Романов, 1976; Романов, 1977, 1983], суть которого состоит в определении коэффициентов и параметров исходных уравнений по измеренным расходам и уровням воды. Однако, при отсутствии таких наблюдений, этот подход не применим. Поэтому, в дальнейшем изложении более подробно остановимся только на прямых методах определения коэффициентов n и λ .

По-видимому, первое исследование влияние растительности на значение коэффициента n было выполнено в Иллинойском университете (США) в 1925-1926 гг. на одной из дренажных канав [Чоу, 1969]. Аналогичные исследования для рек СССР выполнены М.Ф.Срибным в 1926-1932 гг.. В результате обобщения около 600 данных наблюдений на горных и равнинных реках была построена таблица, куда также вошли данные Е.В.Болдакова [Даденков, Зубриной, 1951; Срибный, 1932].

Накопление данных натурных наблюдений позволило М.Ф.Срибному в 1960 г. уточнить первоначальный вариант таблицы для определения коэффициента шероховатости. [Срибный, 1960]. Однако, по нашему мнению, М.Ф.Срибный неоправданно отказался от связи

коэффициента шероховатости с глубиной заполнения русла. Для зарастающих водотоков это может иметь существенное значение. При построении уточненной таблицы было использовано несколько тысяч экспериментальных точек. Таблица М.Ф.Скрибного не потеряла ценности до настоящего времени и вошла во все нормативные документы.

В США наибольшее распространение получила таблица коэффициентов n , составленная В.Т.Чоу. Кроме таблицы В.Т.Чоу, для облегчения выбора значения n , в США применяется наглядное представление типичных водотоков в виде фотографий (иногда в стереоскопическом цвете), что позволяет немного конкретизировать приведенное в таблице описание условий движения воды [Чоу, 1969].

Существуют и другие подобные таблицы для определения коэффициента шероховатости [Мостков, 1949; Павловский, 1937; Поляков, 1936; Cook, Campbell, 1939; Cowan, 1956; Kouwen, Unny, 1973; Lewandowski, 1985; Palmer, 1945, 1946], однако, они не получили широкого использования. Так, в [Павловский, 1937] для рек и каналов “в исключительно плохих условиях” (заросли камыша, густые корни и др.) рекомендуется принимать явно заниженный коэффициент $n = 0,04$.

Чтобы конкретизировать значения коэффициента шероховатости для ВВР, нами была предпринята попытка определить его статистически нормальное значение (таблица 3.3). Обработке было подвергнуто 104 значения коэффициента шероховатости, полученные по данным измерений в отмелой зоне устьевого взморья Волги. Величины коэффициентов определены по формуле Шези-Маннинга обратным пересчетом и приняты едиными для створов протоков в данных гидравлических условиях, а для широких мелководий - едиными по вертикали. Растительность с проективным покрытием меньше 50 % считалась редкой, соответственно, с проективным покрытием большим или равным 50 % считалась густой. В качестве нормальных, приняты значения n , находящиеся на пике гистограммы распределения [Казмирук, 1988]. В случае, когда данных оказалось мало для построения гистограмм, нормальное значение n было принято, как среднее из наиболее часто встречающихся.

Применение таблиц для определения коэффициенты шероховатости затруднительно, а во многих случаях невозможно, ввиду их субъективного характера и отсутствия единых количественных критериев. В лучшем случае в таблицах даны коэффициенты шероховатости растительности как таковой. При этом значения коэффициента n изменяются в довольно широких пределах, даже в работах одного автора.

Обширная работа по исследованию связи коэффициента шероховатости с параметрами растительного покрова и потока была выполнена Службой охраны почв США, начиная с 1939 г. Было установлено, что коэффициент n для определенного вида растительности, в значительной

степени, изменяется в зависимости от глубины потока, формы, площади поперечного сечения и уклона дна водотока. Растительность оказывает заметное влияние только для определенной высоты уровня воды: чем меньше среднее наполнение - тем выше значение n , особенно при развитой растительности. При достаточной глубине, растительность сгибается и погружается под воду, что обуславливает меньшее значение n . Крутой уклон создает большие скорости, способствует выполаживанию растительности и уменьшению значений n . Первоначальные зависимости $n = f(h)$ были предложены в работе [Сох, Palmer, 1948] и затем уточнялись в [Kouwen, Unny, 1973; Kouwen, Unny, Hill, 1969; Palmer, Ree, 1950; Ree, 1949, 1958].

Таблица 3.3. Коэффициенты шероховатости для ВВР [Казмирук, 1988]

Характеристика подстилающей поверхности	Значение n		
	минимальное	нормальное	максимальное
Протоки	0.019	0,025	0,063
Подводная растительность:			
редкая	0,037	0,065	0,109
густая	0,059	0,080	0,099
Надводная растительность:			
редкая	0,064	0,075	0,276
густая	0,116	0,150	1,514
Редкая надводная с редкой подводной растительностью	0,066	0,070	0,073
Редкая надводная с густой подводной растительностью	0,082	0,091	0,431

В последние десятилетия разработан ряд эмпирических формул, связывающих коэффициент шероховатости с параметрами, характеризующими состояние растительного покрова. В большинстве формул в различных сочетаниях присутствует средний диаметр растений \bar{d} , высота затопленной части растений h_p , расстояние между растениями a , количество растений на единице площади N_p , число Рейнольдса Re . Коэффициенты эмпирических формул определяют по результатам натурных исследований [Головатюк, 1985; Головатюк, Никора, 1984; Головатюк, Соколов, 1988; Корнеев, 1984; Корнеев, Соколов, 1986; Печуров, Ревяшко, 1967; Соколов, 1976а, 1976б, 1977, 1980; Fewsl, Davis, 1964; Memmler, Nitshe, 1975; Tohnson, 1944], а в большинстве случаев, в результате обработки лабораторных экспериментов, где растительный покров моделируется в виде “травяного покрытия” из

перенесенных в лоток растений [Альтшуль, Нгуен, 1973; Дмитриев, 1974; Корнеев и др., 1976; Лудов, 1980, 1981; Нгуен, 1973, 1984; Сепп, Маастик, 1963; Юрчук, 1987; Cheng-Lung, 1971] или в виде искусственной шероховатости из стальной проволоки, пластмассовых стержней, пластин или стружки [Альтшуль, Нгуен, 1973; Амелина, 1969; Бессеребренников, 1958а, 1958б; Васильченко, 1980; Матвиенко, 1966; Нгуен, 1973, 1984; Савельев, 1952; Юрчук, 1987; Karovicova, Kosorin, 1981; Komora, 1981; Kozorin, 1981; Pasche, Rouwe, 1985, Sayr, Abbertson, 1961; Thompson, Roberson, 1976]. Морфология растительности не учитывается. Вместе с тем, по исследованиям [Kozorin, 1981; Petryk, Vosmajian, 1975] и наблюдениям автора, морфологические особенности растительности оказывают существенное влияние на величину гидравлических сопротивлений.

Анализ эмпирических формул показал их недостаточную физическую обоснованность. Остается, также, открытым вопрос о применимости формул, полученных в лабораторных условиях, к реальным природным объектам. Поэтому, эмпирические формулы не нашли широкого применения. Подробный обзор приведенных выше и других работ дан в [Бреховских, Казмирук, Вишневецкая. 2008; Казмирук, 1990б].

Более перспективным в разработке формул для определения коэффициента шероховатости растительного покрова является полуэмпирическое направление, базирующееся на основе уравнения баланса сил, действующих на замкнутый объем воды. Первое предложение в этом направлении сделано Петрик и Босмаджян [Petryk, Vosmajian, 1975] для агрокультур и лесокустарников. В нашей стране аналогичные работы выполнены для лесокустарников [Ничепоренко, 1983], полностью и частично (в вертикальной плоскости) заросших русел [Беновицкий, 1988; Юрчук, 1987]. Однако в настоящее время применению теоретических формул на практике препятствует отсутствие методов их параметризации.

В результате, несмотря на большое число исследований, для практических нужд используются описательные таблицы, разработанные еще в 1930-х годах, хотя сами авторы этих таблиц оговаривают, что помещенные в них значения коэффициентов шероховатости ориентировочны.

В данном разделе приведены результаты исследований автора по разработке общей структуры полуэмпирической формулы для расчета коэффициента шероховатости ВВР и параметризации этой формулы на основе данных натуральных исследований [Казмирук, 1990а].

При выводе формулы будем исходить из предположения, что движение воды через растительный покров равномерное в одномерной постановке задачи [Беновицкий, 1988; Ничепоренко, 1986; Petryk, Vosmajian, 1975]. Рассмотрим движение воды в пределах отсека

длиной, равной единице и площадью живого сечения Ω . Тогда, для соблюдения условия равномерного движения, сумма проекций всех сил должна равняться нулю.

На рассматриваемый объем воды действуют три основные силы: проекция силы тяжести воды на направление движения P_x , сила трения о дно $F_{тр}$ и сила сопротивления растительности F_p . Учет дополнительных сил, например, бокового сопротивления растений [Ничепоренко, 1986] или потерь энергии на образование вихрей на границе: массив растительности - чистое русло [Беновицкий, 1988], в конечном счете, ничего, кроме усложнения расчетной формулы для коэффициента шероховатости, не дает, так как определение из одного уравнения сразу нескольких коэффициентов не представляется возможным.

Если силу трения о дно определить с использованием формулы Шези-Маннинга, а общую силу сопротивления растительного покрова рассматривать как сумму сопротивлений отдельных предметов (растений), находящихся в движущейся воде [Чугаев, 1982], то по аналогии с [Petryk, Vosmajian, 1975] получим уравнение баланса сил в развернутом виде

$$\chi\Omega - \frac{\chi C_d V^2 \sum \omega_i}{2g} - \frac{\rho_0^2 V^2 \lambda^{4/3}}{\Omega^{1/3}} = 0. \quad (3.83)$$

где J - уклон водной поверхности; V – средняя скорость движения воды; ρ - плотность воды; ω_i - площадь миделевого сечения затопленной части растений в плоскости, перпендикулярной движению воды; χ – смоченный периметр; γ – удельный вес воды; C_d - коэффициент сопротивления обтекания растения, учитывающий лобовое сопротивление, боковое трение и потери энергии потока на образование вихрей у вершин растений при полном их затоплении; n_0 - коэффициент шероховатости дна без растительности; g - ускорение свободного падения (9,81 м/с²).

Выразив уравнение (3.83) через V и приравняв его к формуле Шези-Маннинга, записанной для всего отсека воды с растительным покровом, после несложных преобразований получим соотношение для расчета коэффициента шероховатости заросшего участка

$$n_p = n_0 \sqrt{1 + \frac{C_d \sum \omega_i R^{4/3}}{2gn_0^2 \Omega}}. \quad (3.84)$$

где R – гидравлический радиус.

Несмотря на простоту и физическую корректность, применять формулу (3.84) в последней записи затруднительно, прежде всего, из-за недоучета особенностей растительного покрова и отсутствия численных значений, входящих в нее величин.

Как было показано выше, растительный покров характеризуется большой степенью видовой и пространственной неоднородности. Неоднородность растительного покрова вызвана неоднородностью внешней среды, которая благоприятствует или противодействует произрастанию тех или иных видов, а также их экологическими особенностями.

Для описания горизонтальной структуры растительного покрова будем использовать проективный метод. Если принять, что средние расстояния между растениями по направлению движения воды и в плоскости живого сечения равны, что соответствует действительности, метод проективного покрытия можно использовать для характеристики количества растений в живом сечении потока.

Учитывая последнее предложение, запишем сумму проекций растений в формуле (3.84) как

$$\sum \omega_i = K_1 N_{50} \bar{\omega} \bar{B}, \quad (3.85)$$

где: N_{50} - число растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии 50 %; $\bar{\omega}$ - средняя площадь миделевого сечения группы растений, преобладающих на данном участке и оказывающих идентичное влияние на форму эпюры скоростей; \bar{B} - средняя ширина потока; K_1 - коэффициент густоты растительного покрова, характеризующий количество растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии отличном от 50 %

$$K_1 = \frac{N}{N_{50}}, \quad (3.86)$$

где: N - число растений на одном метре ширины потока при любом проективном покрытии.

Для учета видовой неоднородности растительного покрова введем коэффициент K_2 , характеризующий наличие на выбранном однородном участке растений, оказывающих различное влияние на скоростную структуру потока

$$K_2 = \frac{\bar{\omega}_{взв}}{\omega_j} \quad (3.87)$$

где: $\bar{\omega}_{взв}$ - средняя взвешенная величина площади миделевого сечения, вычисленная из средних для групп растений; ω_j - средняя площадь миделевого сечения группы растений, по которой выбран однородный участок

$$\omega_{\text{взв}} = \frac{\varpi_1 S_1 P_1 + \varpi_2 S_2 P_2 + \dots + \varpi_j S_j P_j + \dots + \varpi_k S_k P_k}{S_1 P_1 + S_2 P_2 + \dots + S_j P_j + \dots + S_k P_k} = \frac{\sum_{i=1}^k \varpi_i S_i P_i}{\sum_{i=1}^k S_i P_i}; \quad (3.88)$$

$$\varpi_j = \frac{\omega_{1,b} + \omega_{2,b} + \dots + \omega_{m,b}}{m} = \frac{\sum_{i=1}^m \omega_{i,b}}{m}. \quad (3.89)$$

В формулах (3.88) и (3.89): S_i , P_i - соответственно, площадь участка с однородным растительным покровом и проективное покрытие (в долях единицы) j -той группы растений; $\omega_{i,b}$ - средняя площадь миделевого сечения затопленной части растений i -того вида; индексы k и m указывают количество однородных групп растений и количество видов в j -той группе, соответственно.

При наземных натурных исследованиях видовой неоднородности растительного покрова удобно использовать метод трансект, особенно при проективном покрытии менее 50 %. Суть метода трансект состоит в том, что учет растительности выполняется по полосам (трансектам). Тогда, в формуле (3.88) S_i указывает часть общей длины трансекты, пересекающая участок с однородным покрытием.

При прохождении потока через густые заросли растительности наблюдается эффект затенения, то есть уменьшение общего сопротивления отдельных растений в результате образования водоворотных зон. По опытам В.Н.Гончарова, эффект затенения начинает проявляться уже при расстоянии между стоящими друг за другом препятствиями меньшем $11d$ [Гончаров, 1962]. По данным С.Н.Ничепоренко, при расстоянии меньшем $6d$ возможно снижение суммарного сопротивления растений на 30-40 % [Ничепоренко, 1986]. Эффект затенения будем учитывать коэффициентом K_3 , значение которого всегда меньше единицы.

Принимая во внимание вышесказанное и, учитывая, что $\Omega = \bar{V}h$, а для широких русел $R \approx h$, формулу (3.84) можно записать в виде

$$n_p = n_0 \sqrt{1 + \frac{C_d K_1 K_2 K_3 N_{50} \bar{\omega} h^{4/3}}{2gn_0^2}} \quad (3.90)$$

Если растительность имеет круглое сечение по всей высоте, формулу (3.90) можно записать в виде

$$n_p = n_0 \sqrt{1 + \frac{C_d K_1 K_2 K_3 N_{50} \bar{d} h^{4/3}}{2gn_0^2}} \quad (3.91)$$

Для идентификации формулы (3.90) и определения значений, входящих в нее коэффициентов, нами были проведены комплексные натурные исследования морфологических особенностей ВВР и их влияния на скоростную структуру потока.

Было исследовано 14 видов ВВР. В состав наблюдений входило: глубины и грунты произрастания растительности; сырая фитомасса; расстояние между растениями в ассоциации; площадь миделевого сечения растений и их количество на 1 м² поверхности; объем затопленной части растений; видовая неоднородность горизонтальной структуры растительного покрова; пространственное распределение скоростей течения в ассоциации; уклоны водной поверхности. Часть перечисленных характеристик ВВР приведена в таблице 2.1.

Для определения численных значений параметров формулы (3.90) перепишем ее в виде

$$C_d N \omega_{i,b} = \frac{(n_p^2 - n_0^2) 2g}{h^{1/3}} \quad (3.92)$$

Значения коэффициентов в этом случае приняты $K_1=K_2=K_3=1$, так как натурные исследования выполнялись на характерных репрезентативных однородных участках.

Была принята следующая методика исследований.

Для участков без растительности с грунтами (зернистой шероховатостью дна) аналогичными, как и для заросших участков, по данным измерений средней скорости воды V , глубины h и уклона водной поверхности J , с использованием формулы Шези-Маннинга, определены коэффициенты шероховатости:

$$n_0 = \frac{h^{2/3} J^{1/2}}{v} \quad (3.93)$$

Вычисленные значения n_0 сгруппировались в окрестности величины $n_0=0,025$ с незначительным разбросом, отражающим влияние неучтенных факторов, а также случайные и систематические погрешности измерений. Поэтому, после тщательного анализа всех вычисленных значений, для последующих этапов исследования было принято $n_0=0,025$, что по таблице Кована соответствует земляным руслам с незначительной степенью неоднородности поверхности [Cowan, 1956].

Для однородных репрезентативных участков с растительностью различных видов при различных глубинах воды по формуле (3.93) определены коэффициенты n_p .

Анализ ошибок измерения величин, входящих в формулу (3.93) показал, что наибольшие относительные погрешности наблюдаются при измерении уклонов водной поверхности и могут

достигать 25 %. В этом случае максимальные погрешности определения n_0 и n_p составляют 5-15 %, что соизмеримо с погрешностями измерения других гидрологических характеристик.

Прямыми измерениями определены величины N , $\omega_{i,b}$ и построены графики $\omega_{i,b} = f(h)$ (рисунок 3.4).

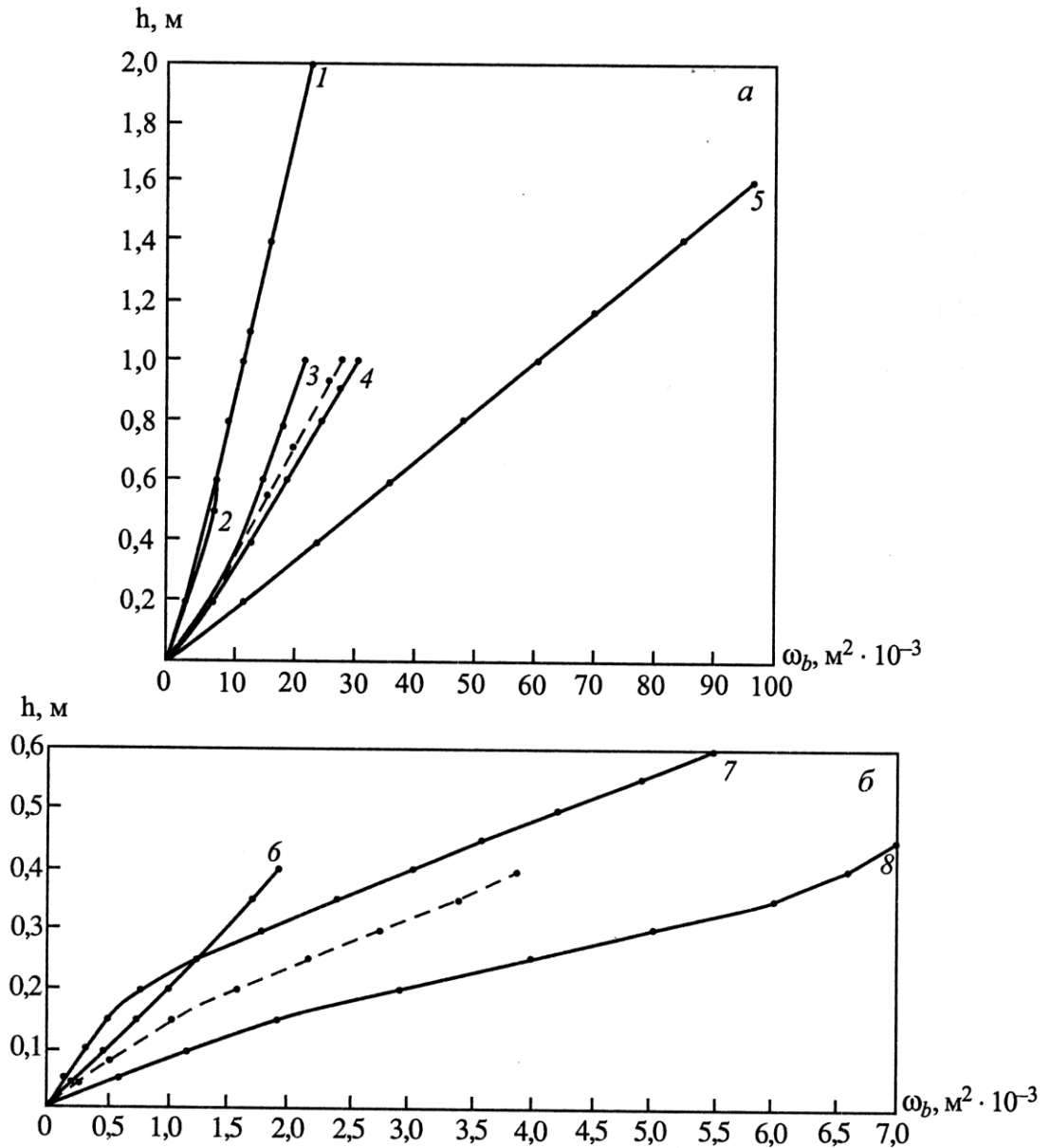


Рисунок 3.4. Зависимость средней площади миделевого сечения от глубины воды для групп растений

а – жесткая надводная, б – придонная, в – мягкая в толще воды, г – мягкая с плавающими по поверхности воды листьями. Числа у кривых – номера видов по таблице 2.1 в порядке написания, пунктирная линия – среднее значение для групп

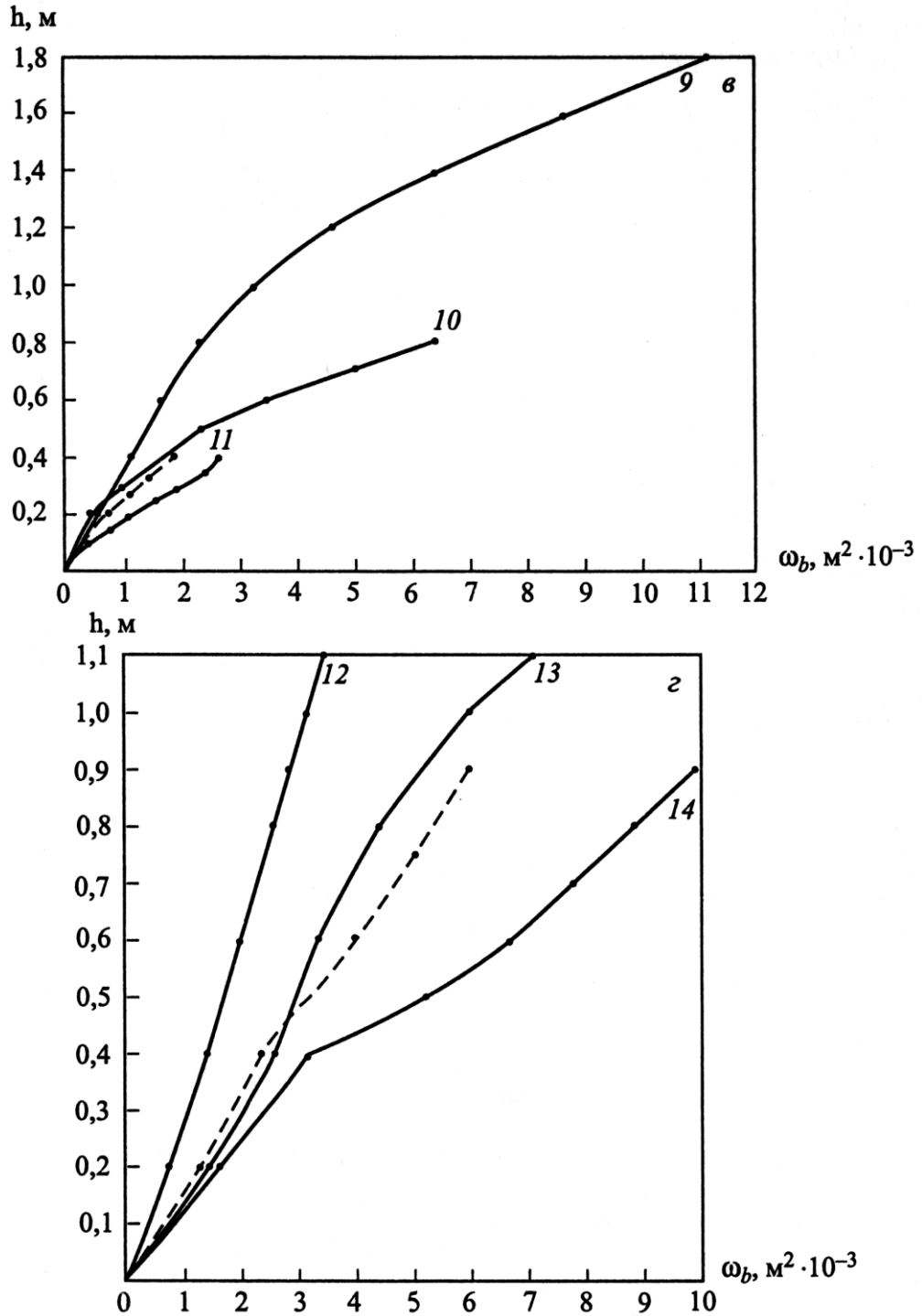


Рисунок 3.4. (окончание)

Из параметра $C_d N \omega_{i,b}$ (см. формулу 3.92) обратным пересчетом вычислены значения C_d и определены их средние величины (таблица 3.4). Для растений с плавающими по поверхности воды листьями значения C_d носят приближенный характер, ввиду особенностей экологии и морфологии растений этой группы, не поддающихся инструментальным измерениям. Прямая

связь между биометрическими характеристиками растительности и гидравлическими характеристиками потока здесь нарушается. Для более полного учета гидравлических сопротивлений гидрофитов этой группы необходимы дальнейшие исследования.

Таблица 3.4. Значения параметров N_{50} и C_d

Вид растительности	N_{50}	C_d
Тростник обыкновенный	7	0,98
Сусак зонтичный	17	1,93
Рогоз широколистный	6	1.61
Рогоз узколистный	5	1,61
Ежеголовник прямой	5	1,62
Валлиснерия спиральная	67	0,67
Роголистник темно-зеленый	43	0,60
Наяда малая	26	0,47
Рдест блестящий	9	0,95
Рдест плавающий	20	1,66
Рдест тонкий	61	1,42
Нимфейник щитолистный	6	16,10
Чилим	1	6,20
Кувшинка чисто-белая	2	17,30

По формуле (3.86) для различных видов получены значения коэффициента густоты растительного покрова K_1 . Средние величины коэффициента K_1 приведены в таблице 3.5.

Таблица 3.5. Коэффициенты густоты растительного покрова

Проективное покрытие, %	90	70	50	30	10
K_1	1,34	1,18	1,00	0,78	0,45

По данным исследования неоднородности горизонтальной структуры растительного покрова получены коэффициенты K_2 (см. формулу 3.87) для групп ВВР (таблица 3.6). Учет видовой неоднородности выполнялся методом трансект. Значения K_2 являются ориентировочными и характеризуют наиболее часто встречающиеся соотношения между площадями однородных фитоценозов, когда растения одной из групп преобладают. При

сложном мозаичном видовом составе растительного покрова для определения коэффициента K_2 необходимы дополнительные натурные исследования.

Таблица 3.6. Коэффициенты неоднородности горизонтальной структуры растительного покрова

Группа растительности	K_2
Жесткая надводная	0,9
Придонная	2,2
Мягкая в толще воды	1,2
Мягкая с плавающими по поверхности воды листьями	1,4

Выполнена проверка возможности применения данных А.Н.Гончарова [Гончаров, 1962] о влиянии густоты размещения отдельных препятствий на их суммарное сопротивление в водном потоке. Установлено, что для ВВР эффект затенения отчетливо проявляется лишь у растений 1-й группы и в ассоциациях рдеста плавающего. Для растений 2-4-й групп, ввиду особенностей их морфологии и экологии, подобные эффекты обнаружить не удалось.

Наблюдения показывают, что данные лабораторных опытов В.Н.Гончарова могут быть использованы для учета эффекта затенения в ассоциациях ВВР. В качестве основного критерия применимости данных В.Н.Гончарова было использовано равенство длин водоворотных зон для растений и экспериментальных препятствий при равных отношениях a/\bar{d} . В таблице 3.7 приведены значения коэффициента K_3 для исследованных видов при различных проективных покрытиях.

Как видно из таблицы 3.7, взаимное влияние растений для жесткой надводной растительности имеет место уже при проективном покрытии 10 %. Это особенно характерно для куртин ежеголовника, имеющего относительно толстые стебли.

Полученные эмпирические коэффициенты и параметры позволяют использовать формулу (3.90) на практике, как при наземных натуральных исследованиях, так и с применением дистанционных аэро- и космических фотометодов.

При использовании аэро- и космических фотометодов как более простых, однако, менее точных, предлагается следующая методика определения коэффициента шероховатости ВВР.

По аэро- или космическим фотоснимкам, в зависимости от площади исследуемой территории, выделяют участки, где какой-либо вид или группа видов растительности преобладают и для них определяют проективное покрытие.

В зависимости от вида растительности, по таблице 3.4 определяют число растений N_{50} на одном метре ширины потока при проективном покрытии 50 % и коэффициент сопротивления

обтекания растений C_d . Для перехода к величинам N при другом проективном покрытии используют коэффициент K_1 .

Таблица 3.7. Значения коэффициента K_3

Вид растительности	Проективное покрытие, %				
	90	70	50	30	10
Тростник обыкновенный	0,84	0,96	1,00	1,00	1,00
Сусак зонтичный	-	-	0,45	0,58	1,00
Рогоз широколистный	-	-	0,69	0,88	1,00
Рогоз узколистный	0,44	0,50	0,59	0,75	1,00
Ежеголовник прямой	0,23	0,26	0,30	0,39	0,67
Рдест плавающий	0,42	0,48	0,57	0,73	1,00

Примечание. Прочерки указывают, что растения этих видов не образуют зарослей с проективным покрытием больше 50 %.

По данным таблиц 3.6 и 3.7 определяют значения коэффициентов K_2 , K_3 , соответственно. Промежуточные значения коэффициентов определяют путем линейной интерполяции. При достаточном количестве исходной информации, коэффициент K_2 можно вычислить по формуле (3.87). Для однородного растительного покрова, например, густые заросли тростника обыкновенного, коэффициент K_2 принимается равным единице. При отсутствии соответствующих указаний в таблице 3.7, коэффициент K_3 принимается равным единице.

Приняв среднюю глубину воды \bar{h} равной наиболее часто встречающейся глубине произрастания растений (эти значения приведены в скобках в таблице 2.1), по рисунку 3.4 определяют площадь миделевого сечения растений i -го вида. При растительном покрове, состоящем из видов, не использованных в настоящем исследовании, коэффициенты и параметры необходимо принимать по аналогии.

Коэффициент зернистой шероховатости дна без растительности берут для условий с аналогичными грунтами. Преобладающие грунты произрастания исследованной ВВР приведены в соответствующей графе таблице 2.1.

Коэффициент шероховатости растительного покрова для участка вычисляют по расчетной формуле

$$n_p = n_0 \sqrt{1 + \frac{K_2 h^{1/3} \sum_{i=1}^m C_d K_1 K_3 N_{50} \omega_{i,b}}{2gn_0^2}}, \quad (3.94)$$

где под знаком суммы стоят величины, относящиеся к i -му виду ВВР.

Если на рассматриваемом участке сложно выделить отдельные виды растений, при расчете коэффициента n_p оперируют средними величинами для групп (см. формулы (3.89) и (3.90)).

При определении коэффициента шероховатости растительности по данным наземных натурных измерений изложенная методика, в основном, сохраняется. Специфика состоит в возможности точного измерения глубины воды, более детального учета морфологии растений и горизонтальной структуры всего растительного покрова. В этом случае, значение ω вычисляется по формуле (3.88), а число растений на единице ширины потока определяют на репрезентативных участках при коэффициентах K_1 и K_2 равных единице, $K_1=K_2=1$.

Методику определения коэффициентов шероховатости ВВР проиллюстрируем на примере расчета для реального участка отмелей зоны устьевого взморья Волги.

Средняя глубина воды на участке $h = 1,3$ м. Участок зарос тростником обыкновенным и ежеголовником прямым с проективным покрытием по 20 % каждого вида.

По изложенной выше методике для каждого вида определяем величины N_{50} , C_d , K_1 , K_3 , $\omega_{i,b}$ (таблица 3.8).

Таблица 3.8. Значения параметров и коэффициентов к примеру расчета

Вид растительности	P , %	N_{50} , шт/м	C_d	K_1	K_3	$\omega_{i,b}$, м ²
Тростник обыкновенный	20	7	0,98	0,62	1,00	0,0155
Ежеголовник прямой	20	5	1,62	0,62	0,53	0,0794

Так как тростник и ежеголовник относятся к жесткой надводной растительности, по таблице 3.6 определяем значения коэффициента $K_2 = 0,9$.

Коэффициент шероховатости дна без растительности n_0 принимаем равным определенному выше. Для отмелей зоны устьевого взморья Волги $n_0 = 0,025$.

Тогда по формуле (3.94) коэффициент шероховатости n_p на рассматриваемом участке будет равен

$$n_p = 0,025 \sqrt{1 + \frac{0,9 \cdot 1,3^{1/3} (0,98 \cdot 0,62 \cdot 1 \cdot 7 \cdot 0,0155 + 1,62 \cdot 0,62 \cdot 0,53 \cdot 5 \cdot 0,0794)}{2 \cdot 9,81 \cdot 0,025^2}} = 0,121$$

Значение $n_p = 0,121$ соответствует коэффициенту шероховатости, вычисленному по таблице М.Ф.Срибного [Срибный, 1960], как среднее из величин n для весьма заросших пойм

($n = 0,100$) и рек болотного типа ($n = 0,140$). Для рассматриваемого участка среднее значение коэффициента шероховатости по данным инструментальных измерений равно $n_{\phi}=0,116$.

Если учесть, что при определении коэффициента n по таблицам, средняя квадратическая погрешность только за счет выбора промежуточных значений в диапазоне табличных величин может достигать 17 % [Железняков, Данилевич, 1966], а точность сопоставления подстилающей поверхности с описанной в таблице вообще не поддается оценке, полученный результат можно считать вполне приемлемым.

Таким образом, предложенная полуэмпирическая формула позволяет получить коэффициенты шероховатости ВВР с учетом неоднородности горизонтальной структуры растительного покрова при использовании результатов наземных и дистанционных наблюдений.

3.5. Влияние растительности на процессы турбулентного перемешивания, трансформацию ветровых волн и ледовые явления

Как уже было отмечено, находясь в потоке воды, растительность прямо или опосредованно влияет на все его основные характеристики. При этом сама растительность испытывает значительные механические нагрузки. Степень устойчивости растительности к внешним механическим воздействиям зависит от ее биометрических показателей и прочностных характеристик. Что касается ВВР, то в результате длительного существования экосистемы водоема или водотока, происходит взаимное приспособление преобладающих гидродинамических условий и видового состава растительности. Другими словами, ВВР не колонизирует участки, где гидродинамический режим не благоприятен для ее роста.

Модуль упругости E стеблей ВВР, даже одного вида, изменяется в довольно широких пределах, что обусловлено сложной структурой растений. Так, для тростника обыкновенного $E = (14 - 118) \times 10^6$ г см², причем значения E изменяются по длине стебля. Жесткость растений, определяемая как произведение EJ (J – момент инерции поперечного сечения стебля растения), изменяется от 0,014 (для килинги) до 0,0026 кг см² (для камыша озерного) [Соколов, 1984].

Поток, обтекающий растения, имеет сложную кинематическую структуру. На режим обтекания влияет гибкость растений. По-разному происходит обтекание погруженной и воздушно-водной растительности. Более того, при ветровом воздействии на жесткую прибрежно-водную растительность, имеют место дополнительные колебательные движения

растений и, как следствие, возникновение дополнительных вихревых образований в водном потоке. Для сильно заросших русел число Фруда примерно равно 0,2.

Стебли погруженной ВВР под влиянием гидродинамических сил набегающего потока деформируются, в результате чего проекция высоты растений на вертикальную плоскость становится значительно меньше высоты недеформированной растительности в стоячей воде. То же самое происходит с травяной растительностью на заросшей пойме или на откосах дренажных канав при пропуске паводочных вод. Более того, колебание растительных элементов приводит к периодическому изменению положения границы раздела между слоем растительности и свободным потоком, а также величины шероховатости поверхности раздела. Установлено, что при достижении определенной скорости водного потока стебли растений не только деформируются, но и начинают вибрировать. Вибрации стеблей наблюдаются как вдоль потока, так и в поперечном направлении, что связано с перемещением по поверхности стебля точки отрыва вихревых образований.

При обтекании водным потоком пластинчатых и цилиндрических элементов ВВР происходит отрыв потока от плохообтекаемого тела с образованием вихревых цепочек Кармана, формирующих вихревой турбулентный след за плохообтекаемыми элементами растений.

Рядом авторов исследованы особенности турбулентной структуры водных потоков при наличии естественной растительности или моделирующих ее препятствий для горизонтального однородного режима на достаточном удалении по вертикали от элементов донной шероховатости [Боровков, 1989; Дубов, Быкова, Марунч, 1978; Зырянов, Фролов, 1999; Лятхер, Гурин, 1978; Хубларян, Фролов, Зырянов, 2004; Dunn, Lopez, Garcia, 1996; Herb, Stefan, 2005; Luther, Leonard, 1995; Murphy, Ghisalberti, Nepf, 2007; Mutz, Kalbus, Meinecke, 2007; Nepf et al., 2007; Neumeier, 2007; Plew, Cooper, Callaghan, 2008; Raupach, Shaw, 1982; Spence, 1982; Tanino, Nepf, Kulis, 2005; White, Nepf, 2008]. Установлено, что интенсивность турбулентного обмена в потоке воды зависит от различий в строении растений и густоты их произрастания. Исследования с индикаторами показали, что время задержания («retention time») потока погруженной растительностью может составлять от минут до часа. Интенсивность турбулентного обмена имеет обратную связь с густотой растений и расстоянием от береговой линии. Энергия турбулентного потока уменьшается примерно на порядок от исходной величины при достижении зарослей ВВР и подчиняется экспоненциальному закону с увеличением расстояния от береговой линии. Спектральный анализ турбулентных пульсаций скоростей и давлений в потоке при наличии ВВР не обнаружил существенного влияния на них высокочастотной составляющей с амплитудами, определяемыми характерными размерами

элементов водных растений, поскольку турбулентные вихри, образующиеся в следе за стеблем растения, диссипируются весьма быстро ввиду их малых масштабов.

Существует несколько способов аналитического описания турбулентности потока над растительным покровом из погруженной ВВР и внутри его. Над растительным покровом распределение касательных напряжений обычно моделируют с использованием гипотезы Прандтля (см. выражение (3.74)). Кроме уже упомянутой формулы (3.75), для определения пути смешения также используют формулу

$$l = \kappa z / (1 - z/h_p)^{1/2}. \quad (3.95)$$

Для описания турбулентности внутри растительного покрова часто используют гипотезу Буссинеска

$$\tau = \rho \nu_T dV/dz, \quad (3.96)$$

где ν_T – вихревая вязкость.

В соответствии с моделью турбулентности [Rodi, 1984] вихревая вязкость ν_T определяется как произведение характерной скорости течения на масштаб турбулентности L , характеризующий турбулентный вертикальный перенос количества движения в водном потоке. Согласно [Klopstra et al., 1997] можно принять, что характерный масштаб скорости – локальная скорость потока, а L – некоторая постоянная величина, зависящая от глубины потока и высоты растений определяемая по формуле [Хубларян, Фролов, Зырянов, 2004]

$$L = 0,079 h_p \ln \frac{h}{h_p} - 0,0009 \quad (3.97)$$

Следует отметить, что поскольку турбулентные вихри перемешивают и переносят растворенные и нерастворенные вещества, участвующие в образовании первичной продукции, то зависимость фотосинтеза от турбулентных характеристик водного потока оказывается весьма существенной. Мелкомасштабная турбулентность интенсифицирует обмен между зоной питания растений и окружающей водной средой. Крупномасштабная турбулентность способствует диффузионному выравниванию богатых биогенными придонных слоев воды с хорошо освещенными поверхностными слоями [Nepf, Vivoni, 2000].

Существует тесная обратная связь между волновыми гидродинамическими характеристиками в прибрежной зоне водоемов и структурой ценозов ВВР. Интенсивное гашение жесткой воздушно-водной растительностью энергии набегающих волн отмечается во многих работах [Бяллович, 1955; Волков, 1957; Ореховский, 1982; Сокольников, 1962, 1976;

Chen et al., 2007; Luther, Leonard, 1995; Quartet et al., 2007]. Способность ВВР трансформировать ветровые волны используется в биоинженерных конструкциях защиты дамб и берегов от размыва. Разработаны различные конструкции и технология создания волногасящих защитных полос в прибрежной зоне искусственных водных объектов и гидротехнических сооружений, а также методика натуральных исследований взаимодействия ветровых волн с зарослями ВВР [Ореховский, 1963, 1965, 1968, 1969; Распопов, Доценко, 1987; Распопов, Воронцов, Доценко, 1992; Указания по проектированию..., 1967; Madsen, Warncke, 1983; McConnell, Sigler, 1959; Muus, 1968]. Только для регистрации скорости движения воды было предложено более 40 приспособлений и веществ.

ВВР препятствует развитию нагонов и сгонов в отмелой зоне устьевого взморья Волги. При одной и той же величине подъема уровня у морского бара, нагоны весной, при отсутствии водной растительности, проникают дальше на отмелую зону взморья, чем летом и в начале осени, когда растительность очень развита.

Вместе с тем, авторы работы [Распопов, Воронцов, Доценко, 1992] по результатам исследований взаимодействия ветровых волн и ВВР на литорали Онежского и Ладожского озер пришли к выводу, что марофиты не обладают волногасящими свойствами, что противоречит результатам абсолютного большинства исследований и результатам наших многолетних регулярных наблюдений на Иваньковском водохранилище, в отмелой зоне устьевого взморья Волги и на многих других водных объектах. Еще более спорным является вывод о невозможности использования ВВР для защиты берегов от размыва под воздействием ветровых волн. Причина столь неоднозначных выводов, по-видимому, кроется в методике проведения полевых исследований с помощью гипсовых блоков, а также в выборе участков для наблюдений. Растворение гипсовых блоков зависит от интенсивности водообмена в окрестностях их расположения, что определяется множеством факторов. При таком способе измерений, на достаточно узких, заросших ВВР, участках с постоянной глубиной, довольно сложно обнаружить степень трансформации ветровых волн. В большинстве случаев, на трансформацию, подходящих к берегу, ветровых волн влияет комплекс факторов и, прежде всего, уменьшение глубин воды на литорали [Казмирук В., Казмирук Т., Бреховских, 2004].

При устройстве польдеров, обваловании рек, озер и других естественных водоемов, а также водохранилищ различного назначения, рыбоводных и прочих прудов, в случае, если ожидаемая высота волны может достигать 1 м, перед мокрым откосом дамб рекомендуется создание специальных волногасящих полос из кустарника с обязательной одерновкой или залужением откоса [Указания по проектированию..., 1967]. Если режим водоема таков, что опасная волна ожидается лишь в течение вегетационного периода, перед дамбами создают

защитную полосу из ВВР. В условиях зоны умеренного климата рекомендуются: рис канадский (*Zizania aquatica*), рис дальневосточный, камыш озерный, тростник обыкновенный. Аналогичные технологии применяются при реконструкции и восстановлении озер [Krauss, 1993].

Защитные волногасящие полосы устраиваются из наиболее подходящих в данных конкретных условиях пород влаголюбивых кустарников. Высаживание деревьев в этих полосах не рекомендуется. Нормальная жизнедеятельность кустарника ивовых пород обеспечивается, если он в течение 2-х месяцев подряд за вегетационный период находится в надводном состоянии, а время непрерывного затопления кустов не превышает 4 месяцев. Для успешного гашения волн высота кустарника в защитной полосе должна достигать гребня расчетной волны. Нерегулярность зарослей существенно не снижает эффективности гашения ветровых волн.

В волногасящих полосах наиболее целесообразна посадка различных видов ивы. Скорость их роста составляет, в среднем, 0,5 м/год; предельная высота 3 м. Увеличение диаметра основных стволов кустарника ивовых пород примерно 1 см/год. Предельный диаметр 6 см.

Волногасящие заросли кустарника могут располагаться на некотором расстоянии от дамбы, однако это расстояние не должно быть слишком большим, чтобы на акватории между краем зарослей и урезом воды не образовывались новые волны.

Следует отметить, что в естественных условиях на участках литорали, подверженных волнению 3-4 балла фитоценозы ВВР не образуют проективного покрытия более 30 %. При уменьшении волнения до 2 баллов проективное покрытие в фитоценозах возрастает до 40 %, а в местах с волнением менее 1 балла проективное покрытие ВВР может достигать 70 % и более.

Еще одним малоизученным вопросом является влияние растительности на ледовые явления. Ранее было установлено, что растительный покров существенно влияет на процессы послойного намораживания воды и разрушения наледного льда [Алексеев, 1991]. Зимой растительность способствует миграции водовыводящих каналов, появлению их в тех местах речных долин, где в теплое время года они не наблюдаются. Деревья, кустарники и травянистая растительность, вмёрзая в лед, увеличивают объем наледи на величину затопленной биомассы, изменяют физико-механические, оптические и другие свойства льда, усложняют процессы тепло- и массообмена в ледяном массиве и на его поверхности. В весенне-летний период вокруг вмороженных деревьев и кустарников возникают лунки конической или цилиндрической формы, через которые спускаются под лед или выходят на поверхность потоки талой воды. Засорение льда фитогенным материалом обуславливает ноздреватую структуру ледяных массивов, развитие сложного микрорельефа поверхности и более быстрое разрушение наледей.

Многолетние наблюдения автора за процессами образования и таяния льда в зарастающих зонах Иваньковского водохранилища также свидетельствуют о том, что ВВР оказывает существенное прямое и опосредованное влияние на эти процессы. Особенно отчетливо это проявляется при наличии зарослей тростника. В результате более быстрого выхолаживания воды на мелководьях и гашения ветровых волн зарослями тростника, а также в результате задержания растительностью снега, первичные забереги на зарастающих мелководьях образуются ранее, чем на мелководьях без растительности. При наличии свободного пространства между полосой тростника и берегом или разрывов в полосе тростника, в начальный период образования ледового покрова они заполняются шугой из мелкобитого льда, перемещению и выносу которого ветровыми волнами препятствует растительность. При стабильных отрицательных температурах масса шуги промерзает, образуя шуговой лед.

В случае значительного ветрового воздействия, особенно на внешнем крае тростниковых зарослей, ледовый покров формируется позже, чем в тыльной их части у берегов. Кроме общеизвестных причин этого явления: более медленное охлаждение водных масс и развитие ветрового волнения, следует отметить дополнительное перемешивание воды, вызванное интенсивным колебанием стеблей тростника под воздействием ветра. Если температура воздуха отрицательная, верхняя часть стеблей тростника, находящаяся над водой, охлаждается сильнее, чем та, что находится под водой. В результате этого, на границе между поверхностью воды и воздухом, на стеблях тростника формируются конические наледи, высота которых зависит от амплитуды колебания волн на данном участке, то есть до какой высоты происходит периодическое погружение растений в воду. Эти наледи, расширяясь и смерзаясь, являются первичным звеном формирования ледового покрова на внешнем крае зарослей тростника. Изменение климата, его потепление и усиление ветро-волновой активности позволяют предположить, что такая стадия формирования ледового покрова будет встречаться чаще и период ее существования будет более длинным.

Весной, наличие опада ВВР в виде перезимовавшего сухостоя, матов или рассредоточенных по льду отмерших надземных частей растений оказывает разнонаправленное влияние на процессы таяния льда и снега. Сухостой тростника и, лежащий на льду рассредоточенный растительный опад, имеют альбедо в 2-3 раза ниже, чем поверхность льда и покрывающего его снега. В результате этого, под воздействием солнечной радиации, растительный опад нагревается больше, что способствует более быстрому таянию снега и льда, а также их разрыхлению в местах соприкосновения с фрагментами растений и стоячими стеблями. Кроме того, ветровое воздействие на незакрепленные (не вмёрзшие в лед) части стеблей и листьев, приводит к их колебанию, что также ведет к истиранию поверхности льда,

уменьшению его плотности и изменению микрорельефа. Совсем другие явления наблюдаются если участки льда со всех сторон покрываются плотным ковром растительного опада толщиной более 3 см, например, из опада манника, рогоза или аира. В этом случае таяние льда под ковром из растительного опада может запоздать на несколько недель по сравнению с открытыми участками. Объясняется это низкой теплопроводностью ковра из пористых стеблей и листьев, который предохраняет лед от нагревания и таяния.

Существенную роль тростниковые крепи играют в формировании ледовых явлений в отмелой зоне устьевого взморья Волги. В районе Волго-Каспийского канала, под влиянием плотных тростниковых зарослей и подводных бровок, со стороны моря могут образовываться мощные навалы льда. С другой стороны, вмержшая в лед растительность при весенних подвижках льда срывается и дрейфует в море. Для ценозов с преобладанием тростника обыкновенного при этом может нарушаться целостность корневой системы. Более значительные разрушения растительного покрова происходят при торошении льдин и выпаживании растений с корневищами.

3.6. Примеры расчета течений при мозаичном распределении высшей водной растительности

При выполнении расчетов плана течений для реальных условий в большинстве случаев нет необходимости решать полную систему уравнений мелкой воды. Часто бывает достаточно в уравнениях сохранить только те члены, которые вносят существенный вклад в общее решение задачи. Такой прием позволяет существенно упростить расчет и сэкономить машинное время.

В связи с этим, по данным натурных наблюдений в отмелой зоне устьевого взморья Волги, нами был выполнен анализ вклада отдельных членов в общие уравнения движения (3.28) (таблица 3.9). Координатные оси, в этом случае, были направлены: ОХ - на восток; ОУ - на север.

Как видно из таблицы 3.9, для типичных условий наибольший вклад в общий уклон водной поверхности вносят члены, характеризующие гидравлические сопротивления заросших участков. В экстремальных случаях увеличивается доля членов, характеризующих трение на дне и ветровое воздействие на свободную поверхность. При этом необходимо отметить, что величина члена, характеризующего ветровое воздействие, несколько завышена, так как коэффициент трения принимался по закону Ван-Дорна для открытых акваторий.

Таблица 3.9. Значения членов уравнений движения по данным натуральных наблюдений в отмелой зоне устьевого взморья Волги

Член уравнения движения	Значение члена, 10^{-6}	
	характерное	максимальное
$\frac{1}{g} \frac{\partial u}{\partial t}$	0,02	0,10
$\frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t}$	0,01	0,15
$\frac{1}{g} u \frac{\partial u}{\partial x}$	0,04	8,40
$\frac{1}{g} v \frac{\partial v}{\partial x}$	0,01	4,90
$\frac{1}{g} v \frac{\partial u}{\partial y}$	0,02	1,20
$\frac{1}{g} v \frac{\partial v}{\partial y}$	0,01	2,10
$\frac{1}{g} f v$	0,27	4,71
$\frac{1}{g} f u$	0,46	8,02
$\frac{\partial \eta}{\partial x}$	25,00	1950,00
$\frac{\partial \eta}{\partial y}$	50,00	75000,00
$\frac{\partial(\eta - \zeta')}{\partial x}$	25,00	1950,00
$\frac{\partial(\eta - \zeta')}{\partial y}$	50,00	75000,00
$\frac{\partial(\zeta - \zeta')}{\partial x}$	2,50	25,00
$\frac{\partial(\zeta - \zeta')}{\partial y}$	4,33	43,30
$\frac{u\sqrt{u^2 + v^2}}{hC^2}$	3,40	260,40

Таблица 3.9. (окончание)

Член уравнения движения	Значение члена, 10 ⁻⁶	
	характерное	максимальное
$\frac{v\sqrt{u^2 + v^2}}{hC^2}$	1,97	151,40
$\frac{u\sqrt{u^2 + v^2}}{hC_p^2}$	36,30	225,00
$\frac{v\sqrt{u^2 + v^2}}{hC_p^2}$	21,10	125,00
$\frac{\tau_x}{\rho g h}$	8,60	226,70
$\frac{\tau_y}{\rho g h}$	12,30	195,90

Примечания. 1. Все значения приведены в абсолютных величинах.

2. Вклад члена, характеризующего реактивное сопротивление при обтекании островов, не рассматривался.

Наименьший вклад в уравнения движения вносят инерционные члены и член, характеризующий силу Кориолиса, суммарная доля которых в общем уклоне водной поверхности составляет 0,08-2,00 %. Поэтому, не уменьшая точности расчета плана течений, для современных условий развития отмелой зоны устьевого взморья последними членами можно пренебречь. Тогда, расчетная система алгебраических уравнений метода конечных элементов будет иметь вид

$$\sum_e \left[\frac{1}{12} \left(h_i + \frac{1}{12} (h_j + h_k) \right) \left((y_j - y_k) h_j'' + (y_k - y_i) h_j'' + (y_i - y_j) h_k'' \right) + \right. \\ \left. + 0,1 \Omega_{e_{ijk}} \left(u_i \left(r_i + \frac{1}{3} (r_j + r_k) \right) + \frac{1}{3} u_j \left(r_i + r_j + \frac{1}{2} r_k \right) + \frac{1}{3} u_k \left(r_i + \frac{1}{2} r_j + r_k \right) \right) = \sum_e \frac{1}{3} \Omega_{e_{ijk}} \frac{\tau_x}{\rho g}; \quad (3.98)$$

$$\sum_e \left[\frac{1}{12} \left(h_i + \frac{1}{2} (h_j + h_k) \right) \left((x_k - x_j) h_i'' + (x_i - x_k) h_j'' + (x_j - x_i) h_k'' \right) + \right. \\ \left. + 0,1 \Omega_{e_{ijk}} \left(v_i \left(r_i - \frac{1}{3} (r_j + r_k) \right) + \frac{1}{3} v_j \left(r_i + r_j + \frac{1}{2} r_k \right) + \frac{1}{3} v_k \left(r_i + \frac{1}{2} r_j + r_k \right) \right) = \sum_e \frac{1}{3} \Omega_{e_{ijk}} \frac{\tau_y}{\rho g}; \quad (3.99)$$

$$\sum_e [1/12 \{ h_i + 1/2(h_j + h_k) \} (y_j - y_k) u_i + (y_k - y_i) u_j + (y_i - y_j) u_k + (x_k - x_j) v_i + (x_i - x_k) v_j + (x_j - x_i) v_k] +$$

$$+(u_i+1/2(u_j+u_k))((y_j-y_k)h_i+(y_k-y_i)h_j+(y_i-y_j)h_k)+(v_i+1/2(v_j+v_k))((x_k-x_j)h_i+(x_j-x_i)h_k+(x_i-x_k)h_j)\} = 0. \quad (3.100)$$

Очевидно, что при расчетах стоковых течений дополнительно можно пренебречь соответствующими членами, учитывающими ветровое воздействие.

Метод построения плана стоково-ветровых течений проиллюстрируем на примере Белинского (по названию магистрального канала) района отмелой зоны устьевого взморья Волги (рисунок 3.5). Исходными данными для расчета являются: карта района в горизонталях или карта, дополненная продольными и поперечными профилями дна в характерных местах; карта растительности; характеристики грунтов дна; ветровая ситуация над районом; начальные и граничные условия (см. раздел 3.2).

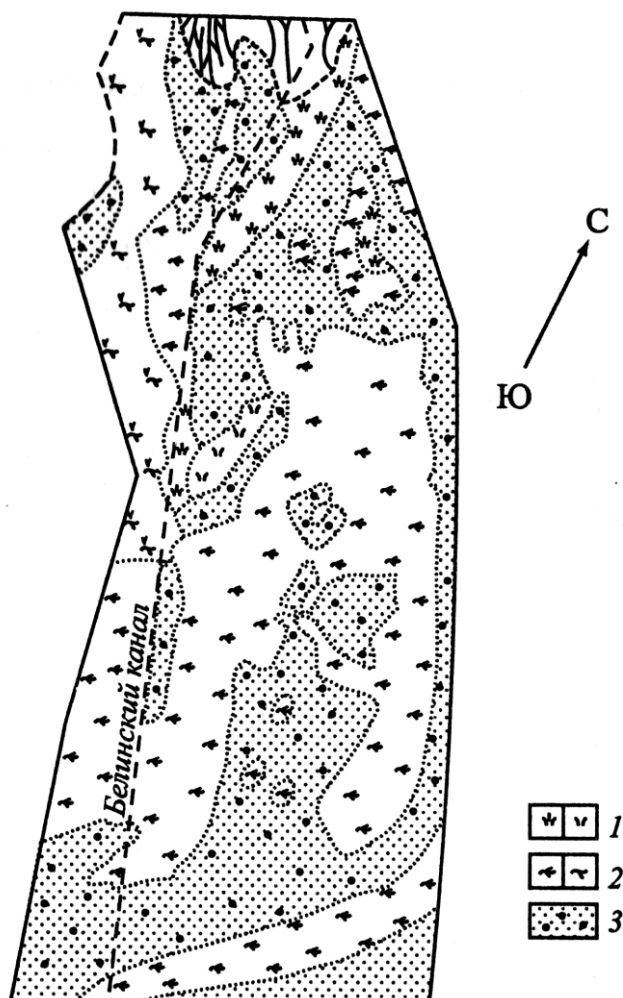


Рисунок 3.5. Карта-схема Белинского района отмелой зоны устьевого взморья Волги

1 – надводная растительность; 2 – подводная растительность; 3 - отмель

Расчетная схема Белинского района составлена по материалам работы [Гришин, Красножон, 1985] с уточнением в пределах гидрологических разрезов по данным натурных наблюдений автора. Длина района равна 44,3 км, ширина изменяется от 13,0 км у морского края дельты до 18,9 км у морского бара. Для уменьшения влияния краевых условий, границы расчетной области раздвинуты. Поперечные разрезы района представлены на рис. 3.6(а, б). Через район проходит Белинский судоходно-рыбоходный канал, продольный разрез по которому представлен на рисунке 3.6(в). Поперечное сечение канала имеет неправильную параболическую форму.

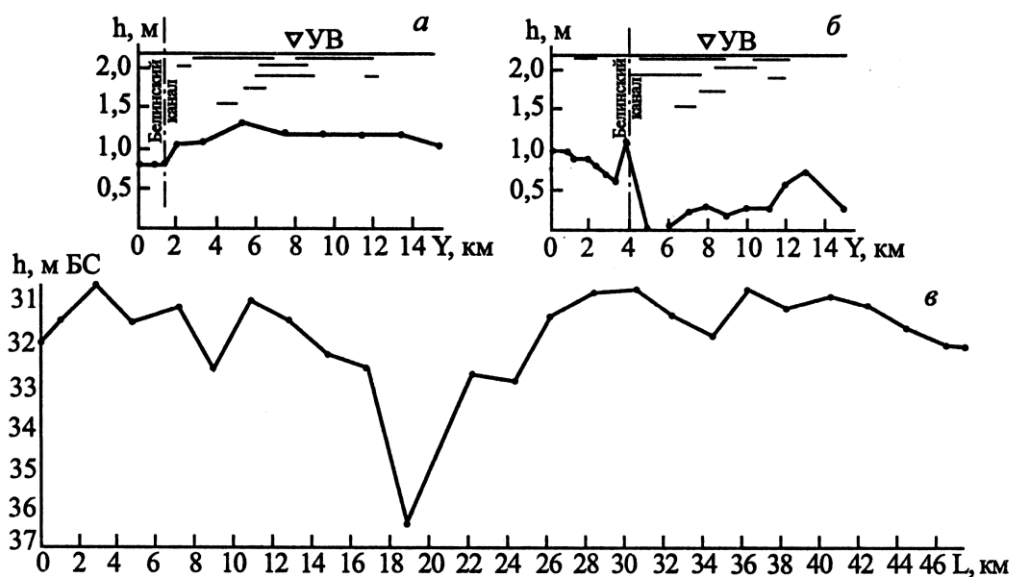


Рисунок 3.6. Поперечные профили дна на разрезах CD (а), EF (б) Белинского района и продольный профиль Белинского канала (в)

Район разбит на 434 треугольных элемента с 242 узлами (рисунок 3.7). При разбивке на элементы учитывались особенности конфигурации участков с однородными гидравлическими сопротивлениями, а также, особенности рельефа дна. Канал представлен как совокупность одномерных элементов, так как его плановые размеры значительно меньше плановых размеров района. Система нелинейных алгебраических уравнений для каждого временного периода решалась методом Гаусса-Зейделя.

С целью проверки адекватности предлагаемого метода натурным данным, 16, 17 и 19-21 июня 1988 г. на гидрологических разрезах АВ, CD и EF (см. рисунок 3.7) автором проводились натурные наблюдения за скоростями и направлением ветра, а также за скоростями и направлением движения воды. Времени наблюдений соответствовал расход на морском крае

дельты района $1580 \text{ м}^3/\text{с}$, что при времени добегания 6 суток соответствует среднему расходу воды в вершине дельты Волги $12230 \text{ м}^3/\text{с}$. Средняя отметка уровня моря за время наблюдений равнялась $-27,77 \text{ м БС}$ (о. Кулалы). Преобладал ветер северных румбов со скоростью 3 м/с .

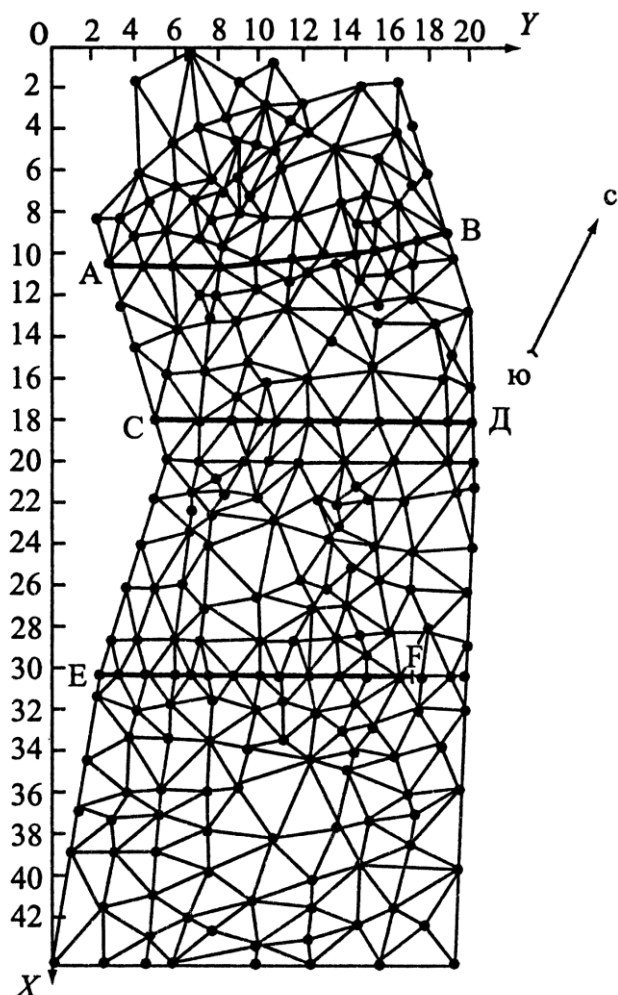


Рисунок 3.7. Схема Белинского района с разбивкой на элементы

АВ, СД, ЕФ – гидрологические разрезы

Для всесторонней проверки предлагаемого метода, расчеты по построению планов течений выполнялись как для реальных гидрометеорологических условий, так и для модельных случаев. Краевые условия задавались в узлах на границе сеточной области. Сопоставление рассчитанных и наблюдаемых значений скорости воды для межканального пространства района представлено на рисунке 3.8. Линия, соединяющая расчетные точки на рисунке 3.8., проведена условно, так как картина течений между точками может быть значительно сложнее. Среднее квадратическое отклонение рассчитанных значений скорости воды от полученных по данным измерений составляет $1,2 \text{ см/с}$, что вполне соизмеримо с погрешностями измерений,

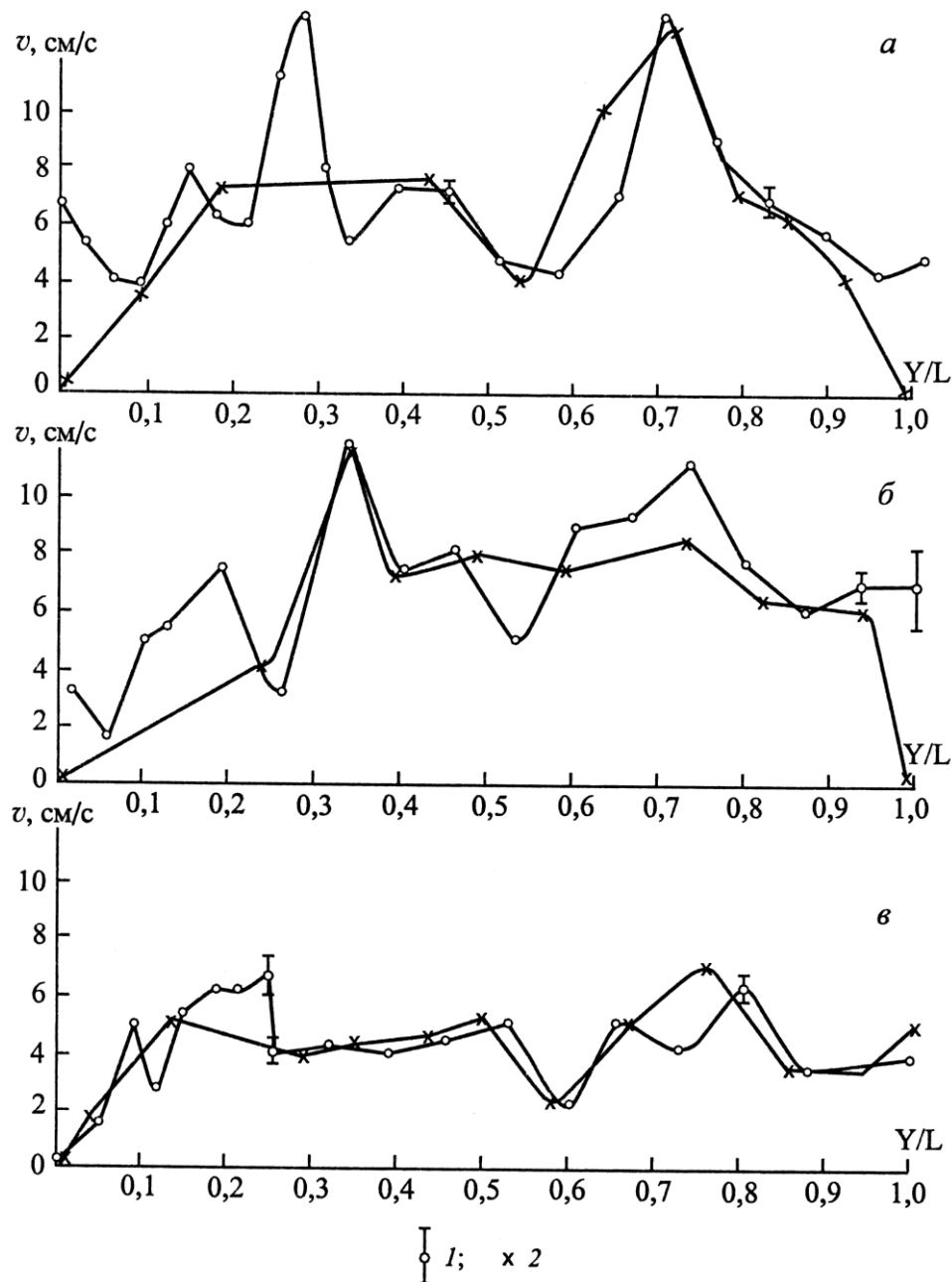


Рисунок 3.8. Сопоставление измеренных (1) и рассчитанных (2) значений скорости воды на разрезах АВ (а), CD (б) и EF (в) (см. рисунок 3.7)

выполняемых гидрометрическими вертушками и поплавками. Средняя квадратическая погрешность таких измерений составляет 10 % [Гришин, Красножон, 1985], а абсолютная погрешность нередко достигает 1,5 см/с. Кроме того, следует отметить, что, поскольку величины скоростей движения воды сравнительно небольшие, относительная погрешность всегда будет значительной, даже в том случае, если абсолютная погрешность находится в пределах точности расчета.

Таблица 3.10. Значения параметров и коэффициентов, используемых в примере расчета вертикального распределения скоростей течения воды на зарастающем участке водотока

Преобладающая на участке растительность	J, %	h, м	Δ , м	P, %	N_{50} , шт/м	C_d	K_1	K_3
Ежеголовник прямой	0,067	0,5	0,015	30	5	1,62	0,78	0,39
Валлиснерия спиральная	0,024	1,2	0,015	50	67	0,67	1,00	1
Рдест тонкий	0,188	0,5	0,015	10	61	1,42	0,45	1
Чилим	0,025	1,1	0,015	40	1	6,02	0,89	1

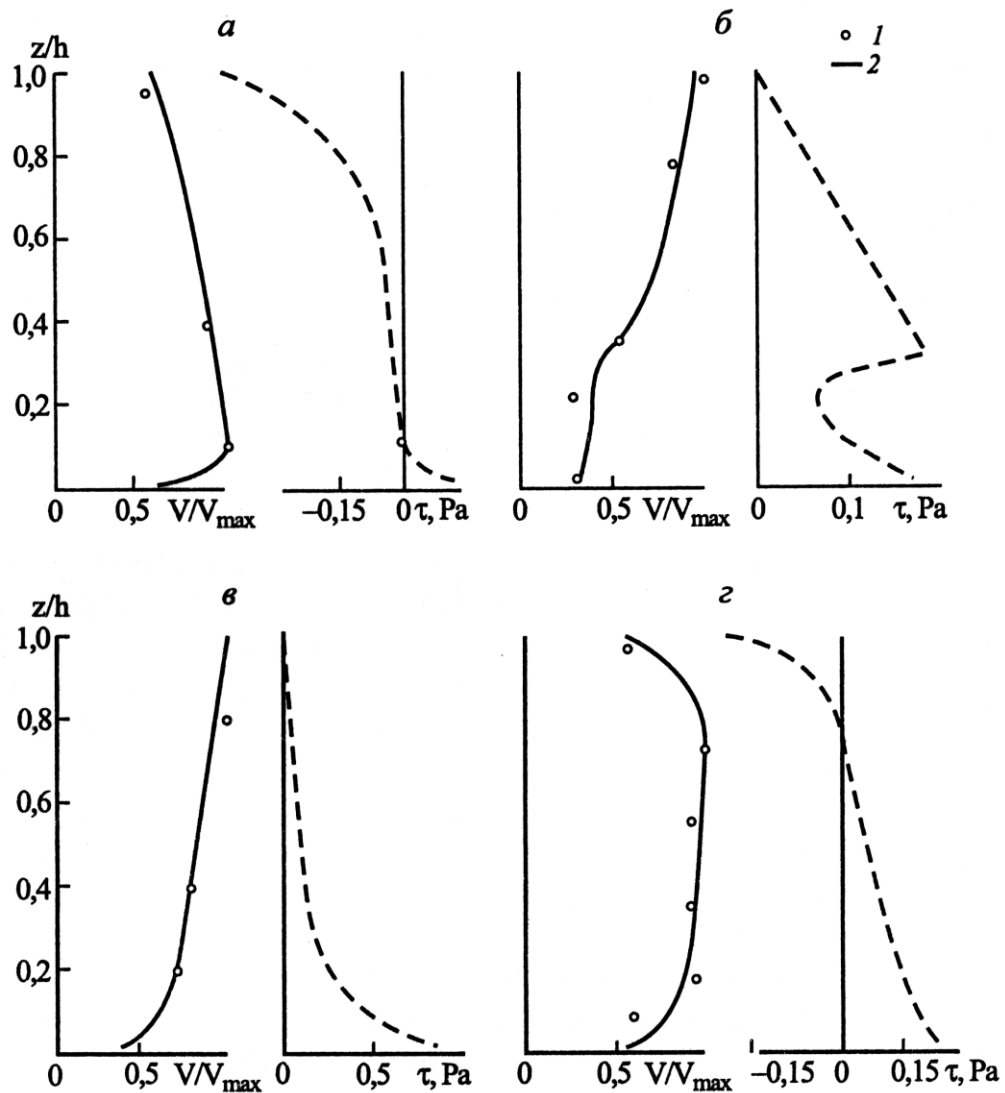


Рисунок 3.9. Измеренные (1) и рассчитанные (2) распределения скорости движения воды и касательных напряжений по глубине потока на участках, заросших ежеголовником прямым (а), валлиснерией спиральной (б), рдестом тонким (в) и чилимом (г)

Для расчета вертикального распределения осредненной скорости течения воды и касательных напряжений, по данным натурных наблюдений с помощью приведенных выше таблиц были определены параметры и коэффициенты, входящие в уравнения (3.76), (3.77) (таблица 3.10).

Система уравнений (3.76), (3.77) с граничными условиями (3.82) решалась численно методом предиктор-корректор и с шагом $\Delta z = 0,02-0,10$ м. При проведении расчетов распределение ширины растений по глубине потока аппроксимировалось полиномом третьей степени с использованием метода наименьших квадратов. Расчетная высота выступов шероховатости принималась 6-50 мм в соответствии с рекомендациями В.Н.Гончарова [Гончаров, 1962]. Коэффициент β изменялся от 0,1 до 1. При $\beta < 0,1$ его влияние на результаты расчетов незначительно.

На рисунке 3.9. представлены результаты расчетов распределения осредненной скорости движения воды и сравнение их с измеренными значениями скорости для четырех участков, заросших ежеголовником прямым, валлиснерией спиральной, рдестом тонким и чилимом.

Глава 4

ЗАРАСТАЮЩИЕ ЗОНЫ КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД

Формирование химического состава вод в водоемах и водотоках происходит под влиянием природных особенностей водосбора, а также закономерностей развития и функционирования водных экосистем в условиях многофакторного антропогенного воздействия на них. Основными источниками загрязнения водной среды являются: точечные сбросы сточных вод, диффузионные источники поступления загрязняющих веществ с водосбора, атмосферные осадки (с учетом их трансформации на водосборе и проникновения в грунтовые воды) и вторичное загрязнение [Данилов-Данильян и др., 2020а,б]. Поступающее в водный объект загрязняющее вещество перераспределяется между жидкой и твердой фазами, то есть между водной массой и донными отложениями.

То, что растительность оказывает существенное разностороннее прямое и опосредованное влияние на химический состав природных вод в настоящее время является общепризнанным научным фактом, хотя механизмы такого влияния не всегда до конца ясны. Это относится к растительности в широком смысле этого термина, то есть ко всем жизненным формам, включая деревья, кустарники и травянистую растительность, произрастающую в долинах рек и водоемов, ВВР, фитопланктон, эпифитон и перифитон.

При всем многообразии видов и форм прямого и опосредованного влияния ВВР на формирование химического состава вод в водном объекте, они, в конечном счете, сводятся к трем основным видам влияния: 1) средообразующая роль ВВР, включая формирование донных отложений; 2) прижизненное поглощение и разложение в присутствии ВВР различных веществ, а также выделение продуктов жизнедеятельности растений; 3) поступление во внешнюю среду продуктов разложения растений после их отмирания. Очевидно, что наиболее отчетливо влияние ВВР на химический состав вод проявляется на зарастающих мелководьях.

В ходе эволюции растительность выработала ряд защитных механизмов и ее присутствие способствует разложению многих химических соединений с дальнейшим превращением их до безвредных продуктов. Выделяя органический кислород и аэрируя воду, ВВР способствует окислению органических загрязнений бактериями, одновременно используя полученные продукты распада для своей жизнедеятельности. В некоторых случаях степень удаления органических примесей с помощью макрофитов выше, чем при использовании промышленных методов очистки воды в аэротенках.

Различным аспектам влияния растительности на состав природных вод в настоящее время посвящено несколько тысяч научных работ [Авакян, Веницианов, Хромов, 1993; Дмитриева. Эйнор, 1985; Коврижных, 1988; Кроткевич, 1976; Кокин, 1963; Мережко, 1979; Оксийок, Мережко, Волкова, 1978; Олейник, Якушин, Цаплина, 1988; Потапов, 1962; Эйнор, 1984, 1989, 1990, 1992; Adams, Prentki, 1982; Bayly, O'Neill, 1972a, 1972b; Brinson, Graham, 1976; Carpenter, Lodge, 1986; Crowder, Painter, 1991; Davis, Van der Valk, 1983; Edwards, Owens, 1962; Gabrielson, Perking, Welch, 1984 и др.]. Абсолютное большинство исследований выполнено в мезокосмах или проточных лабораторных моделях водотоков, в которые переносят субстрат, ВВР и воду из реальных водных объектов. Значительно реже проводятся исследования в природных условиях, так как крайне сложно проникнуть в центральную часть массива плотных зарослей ВВР для отбора проб, при этом не нарушая естественный ход биогеохимических процессов. По этой причине отбор проб обычно выполняют или недалеко от берега, или незначительно заглубившись в заросли ВВР на плавсредствах со стороны открытого водоема. Еще реже отбор проб осуществляется с мостов, настилов или подвесных люлек. Чрезвычайно перспективным методом отбора проб в зарастающих зонах является использование беспилотных радиоуправляемых винтомоторных летательных аппаратов. Хотя этот метод еще не получил развития в гидроэкологических исследованиях, он уже применяется в полевых гидрологических работах при измерении глубин и скоростей движения воды.

Значительное количество исследований направлено на использование свойств ВВР для очистки и обеззараживания сточных вод в различных системах очистных биоинженерных сооружений. В той или иной степени, с помощью фитотехнологий можно очищать сотни различных загрязнителей и их комбинации, что особенно актуально для коммунальных, муниципальных, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод [Казмирук В., Казмирук Т., 2016]. Известны опыты по обезвреживанию с помощью ВВР различных органических веществ, нефти и нефтепродуктов [Морозов, Телитченко, 1977], пестицидов [Якубовский, 1975], минеральных удобрений и гербицидов [Морозов, 1977], трифенилметановых красителей [Тимофеева, Черемных, 1988], ароматических и алифатических аминов [Кашина и др., 1983; Тимофеева, Меньшикова, 1984], фенольных и мерканто-соединений [Костяев, Лаптева, 1972; Сгом, Тимофеева, 1978; Тимофеева, Беспалова, 1988], соединений тяжелых металлов [Попов, Акулов, 1987], роданид- и цианидсодержащих сточных вод [Тимофеева, Краева, Меньшикова, 1984; Тимофеева, Меньшикова, 1986], медицинских препаратов и средств личной гигиены (ацетаминофен, салициловая кислота, сульфадиазин, сульфадиметоксин, сульфаметазин, сульфаметоксазол, сульфациридин, триметоприм, атенолол, метопролол, фуросемид, кофеин, тетрациклин и др.) [Rivera-Utrilla et al., 2013; Liu et al., 2013], радионуклидов, перхлората,

гексахлорциклогексана, гептила, формальдегида, диметиламина, жидкостей для борьбы с обледенением самолетов, 2,4динитротолуола, других нитроароматических соединений и даже ракетного топлива (диметилгидразина). Обзор этих исследований дан в работах автора [Казмирук В., Казмирук Т., 2015, 2016, 2017а, 2017б] и работе [Рыбка, Щеголькова, 2019].

Несмотря на то, что многие исследователи отмечают разностороннее влияние ВВР на химический состав природных вод, детальных работ по количественной оценке этого влияния на реальные природные объекты в настоящее время очень мало [Ribaud et al., 2018]. Это можно объяснить, прежде всего, сложностью и многофакторностью процесса формирования природных вод на зарастающих мелководьях, а также трудностями организации таких исследований. Не менее сложно вычлнить роль именно ВВР в комплексе факторов формирования химического состава вод при интерпретации данных наблюдений. Один и тот же вид ВВР в различных условиях естественного произрастания может демонстрировать различный характер и степень влияния на химический состав вод.

Опыт наших исследований на разнотипных водных объектах показывает, что при отсутствии сосредоточенных источников антропогенного воздействия, в реальных природных условиях более рационально рассматривать не роль растительности как таковой, а в связи с другими факторами функционирования природного комплекса зарастающих мелководий, что, в свою очередь, определяется условиями гидродинамической активности водных масс на самом мелководье и в его окрестностях. Наиболее часто встречаются частично заросшие водные объекты, для которых определяющим фактором функционирования природного комплекса зарастающих мелководий является степень изолированности от транзитного потока (реки, долинные водохранилища) или от незаросшей части водоема (озера) [Казмирук, 1999]. В контексте данного исследования под пространственной дифференциацией состава вод и донных отложений будем понимать процесс совместного действия природных и антропогенных факторов, которые создают нестабильную, фрагментированную, нерегулярную, сложную (комплексную), хотя и сочлененную, неоднородную (гетерогенную) среду формирования вод и донных отложений.

Влияние ВВР на химический состав вод мелководий различных типов рассмотрим на примере Иваньковского водохранилища в сравнении с другими водными объектами с целью возможной экстраполяции полученных закономерностей. Исследования проводились автором в период 1993-2013 гг. Как уже было отмечено, это водохранилище наиболее заросшее среди водохранилищ Волжского каскада. Общая площадь мелководий Иваньковского водохранилища 156,7 км², что составляет 48 % всей площади водоема (327 км²). На мелководьях сосредоточено 24,4 % общего объема воды в водохранилище (273,4 млн. м³).

Относительная стабильность уровня воды в вегетационный период, низкая ветро-волновая активность, небольшие скорости стоковых течений и мутность воды обусловили высокую степень зарастания водохранилища ВВР (26,0 % от площади акватории и 54,3 % от площади мелководий). В наших исследованиях зарастаемость мелководий изменялась от 3 до 100 %, проективное покрытие ВВР - от 0 до 100 %, в том числе воздушно-водной - от 0 до 100 %, погруженной - от 2 до 80 %. Толщина слоя органических илов была в пределах 0-70 см. Согласно предложенной автором классификации, описанной в разделе 1.5, по степени изолированности зарастающих мелководий можно выделить 5 морфологических типов: затопленные устья постоянных и временных водотоков, впадающих в водохранилище, полузакрытые заливы, открытые заливы, мелководья на участках бывшей поймы Волги и других рек, прибрежные отмели.

4.1. Кислородный режим и рН природных вод

Водородный показатель (рН) играет важную роль в определении качества воды, от которого зависят развитие и жизнедеятельность водных растений и других гидробионтов, устойчивость различных форм миграции элементов [Зенин, Белоусова, 1988; Эйнон, 1992]. В период наблюдений значения рН воды колебались от 6,85 до 9,70 для мелководий всех типов. Экстремальные значения рН, как минимальные, так и максимальные связаны с присутствием разных видов водной растительности и создаваемыми ей обособленными зонами со своей специфической средой.

Наибольшие значения рН отмечены в локальных прибрежных зарослях роголистника темно-зеленого и кувшинки чисто-белой в начале июля, когда происходит интенсивное образование органического вещества и выделение кислорода, а поскольку упомянутые виды не образуют значительной фитомассы за предыдущие сезоны вегетации, то в этот период года не происходит ее интенсивное разложение. Повышенные значения рН также отмечены на устьевых участках в зоне смешения воды притока и водных масс водохранилища, однако, природа высоких значений рН здесь несколько иная (рисунок 4.1). Устьевые области являются зоной геохимического барьера, где наблюдается интенсивное поступление биогенных веществ, существенное перемешивание вод, достаточное насыщение их кислородом и, как следствие, интенсивное протекание восстановительных процессов.

Наименьшие значения рН наблюдались в густых зарослях телореза алоэвидного на заболоченном участке полузакрытого залива в конце октября. В это время в заболачивающихся

застойных зонах накапливаются огромные массы легко минерализуемого органического вещества, находящегося во взвешенном состоянии (до 480 мг/л) в условиях слабого водообмена, а поскольку температура воды в этот период года сохраняется относительно высокой, деструкция органического вещества происходит интенсивно, следствием чего является подкисление воды. Насыщение воды кислородом на таких участках уменьшается до 7%. В сплавинах значения рН на 1,1-1,6 меньше. То же самое наблюдается в зонах поступления болотных вод. В летний период температура воды в сплавинах на 2-7°C ниже чем на чистоводе. При движении от дна к поверхности воды рН возрастает.

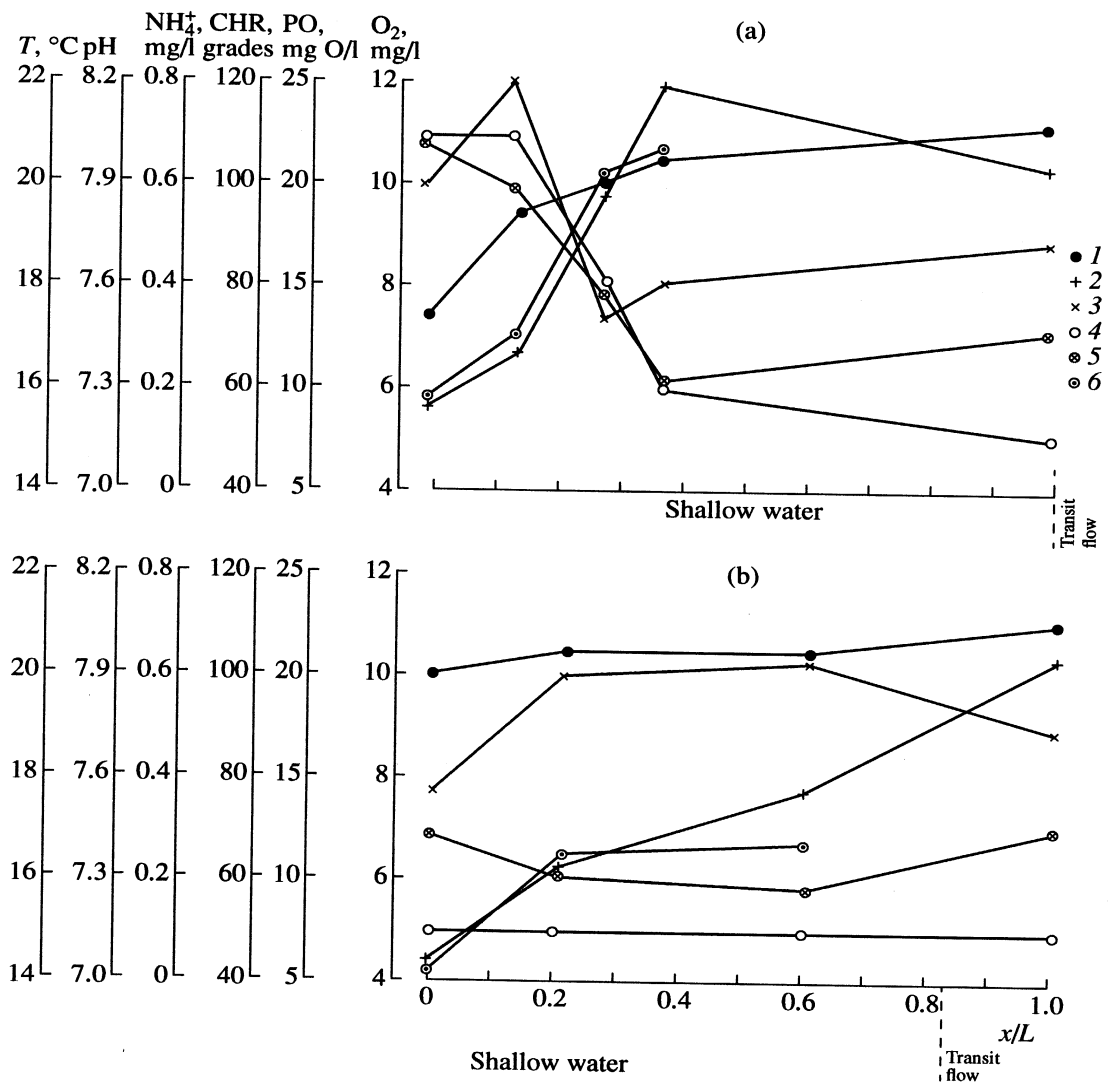


Рисунок 4.1. Изменение температуры воды, рН, концентрации ионов аммония, цветности, перманганатной окисляемости и концентрации растворенного O₂ (1-6 соответственно) на устьевом участке одного из притоков Иваньковского водохранилища (а) и в полузакрытом заливе (б) 27.07.1993 г.

Для открытых заливов рН 7,20-7,38, а наибольший разброс значений рН характерен для устьевых мелководий (7,25-8,18), причем эти значения возрастают по мере движения к водохранилищу. Однако, на границе транзитного потока и мелководья, и в самом транзитном потоке значения рН могут быть на 1-3 % меньше. То же самое характерно для мелководий других типов при движении от берега к транзитному потоку и от дна к поверхности воды. По значениям рН можно судить о степени изолированности мелководья и водообмене с транзитным потоком.

Временная изменчивость значений рН в летне-осенний период не имеет явно выраженной направленности. В транзитном потоке и на прибрежных отмелях временные колебания значений рН существенно меньше, чем в зарослях погруженной и воздушно-водной ВВР. Только в зарослях рдеста пронзеннолистного в октябре месяце отмечена тенденция уменьшения значений рН, что, очевидно, вызвано снижением фотосинтетической активности растений.

К важнейшим экологическим показателям состояния зарастающего водного объекта относятся содержание растворенного кислорода (O_2) и степень насыщения воды O_2 , регулирующие интенсивность и направленность окислительно-восстановительных процессов, а следовательно, и процессов самоочищения и самозагрязнения водной среды.

Концентрация растворенного O_2 хорошо коррелирует со значениями рН. В наших исследованиях на зарастающих мелководьях Ивановского водохранилища концентрация растворенного O_2 составляла – 0,82-17,60 мг/л (7-193 %). Для сравнения - в это же время в транзитном потоке концентрация растворенного O_2 была 6,64-14,10 мг/л (74-155 % насыщения). Как в транзитном потоке, так и особенно на зарастающих мелководьях, содержание O_2 в водной толще имело ярко выраженную сезонную динамику. Минимальные концентрации O_2 наблюдались в полузакрытых заливах и находились на уровнях ниже предельно допустимых для рыбохозяйственного использования и на 3-77 % ниже минимальной концентрации, необходимой для нормального развития рыб [Зенин, Белоусова, 1988]. Пониженные концентрации растворенного O_2 по сравнению с транзитным потоком наблюдаются в открытых заливах, заросших воздушно-водной ВВР, а максимальные - на устьевых мелководьях. Основные факторы насыщения воды O_2 здесь следующие: отсутствие слоя органических илов, постоянное движение водных масс, развитие погруженной ВВР. То же самое наблюдается на прибрежных отмелях, заросших погруженной ВВР. Хотя эти мелководья гидродинамически тесно связаны с транзитным потоком, концентрация O_2 на них на 10-25 % выше.

Само появление и развитие ВВР в какой-либо части водоема приводит к запуску процессов обогащения O_2 верхних слоев воды, где расположена значительная часть листьев и

где, в условиях повышенной доступности света, происходит интенсивная фотосинтетическая активность с выделением в водную среду O_2 . В маловетреную солнечную погоду пузырьки O_2 можно визуальнo наблюдать на листьях погруженной растительности. В то же самое время, оседание и разложение растительного опада, затенение нижележащих слоев и снижение в них водообмена, часто приводят к гипоксии в придонных слоях водной толщи. То же самое наблюдается при затенении наземной растительностью или высокой прибрежно-водной растительностью, которая ослабляет фотосинтез и продуцирование O_2 погруженной ВВР. Слой гипоксии тем шире, чем хуже условия для фотосинтеза, толще слой легкоокисляемой растительной массы и выше температура воды. Таким образом, на зарастающих мелководьях, особенно зарастающих погруженной, растительностью, происходит стратификация водной толщи, вызванная развитием ВВР. Аналогичные процессы наблюдали авторы работы [Ribaud et al., 2018] на оз. Лакано, расположенном на юго-западе Франции. Эти процессы, кроме того, сопровождались стратификацией содержания в воде растворенного неорганического углерода и нитратов.

4.2. Биогенные элементы и органическое вещество

Не менее важны для жизнедеятельности водных организмов биогенные вещества. За время наблюдений концентрация аммонийного азота (NH_4^+) на мелководьях Иваньковского водохранилища изменялась от 0,18 до 0,80 мг/л. В конце весны и летом для большинства типов мелководий характерно более низкое содержание NH_4^+ по сравнению с транзитным потоком. Так, в полузакрытых заливах концентрация NH_4^+ может быть в 1,4-1,9 раза меньше, чем в то же время в транзитном потоке. Пониженное содержание NH_4^+ возможно связано с поглощением его водной растительностью и другими гидробионтами. Это отчетливо прослеживалось на прибрежной отмели, где на однородном участке в локально густых зарослях рдеста гребенчатого (Р = 80 %), концентрация NH_4^+ уменьшалась в 1,3 раза и затем на расстоянии 4-9 м восстановилась до прежнего значения. Концентрация минерального фосфора (PO_4^{3-}) в этом же месте уменьшалась в 1,5 раза. Только на устьевых участках притоков концентрация NH_4^+ может быть в 1,8-2,1 раза выше, что объясняется влиянием процессов на водосборной площади. В зоне смешения водных масс притока и водохранилища, где обычно присутствуют заросли

ВВР, концентрация NH_4^+ уменьшалась до минимальных значений для устьевого мелководья и затем постепенно возрастала по мере влияния транзитного потока.

В маловодный год, при низком уровне воды в водоеме, относительно высокой температуре воды и благоприятном газовом режиме для минерализации органического вещества, концентрация NH_4^+ на мелководьях может быть выше, чем в транзитном потоке. Такие условия сложились после жаркого лета в конце августа - сентябре 1995 г. (таблица 4.1). Максимальные концентрации NH_4^+ наблюдались на участках со слабым водообменом и в зарослях ежеголовника прямого, где за вегетационный период обычно накапливается много органического вещества.

Таблица 4.1. Гидрохимические показатели воды в зарослях различных видов ВВР на границе зарастающего мелководного массива Иваньковского водохранилища на бывшей пойме р. Волги 28 августа 1995 г. (h – глубина воды)

Показатель	Вид растительности и ее проективное покрытие				Транзитный поток
	манник водяной (100 %)	камыш озерный (80%)	ежеголовник прямой (70%)	рдест пронзен- нолистный (40 %)	
h , м	0,1	0,4	0,5	1,2	5,4
t , °C	18,2	20,9	20,3	19,6	19,6
NH_4^+ , мг/л	0,58	0,28	0,43	0,29	0,20
NO_2^- , мг/л	0,018	0,011	0,014	0,018	0,022
NO_3^- , мг/л	0,30	0,16	0,20	0,26	0,30
PO_4^{3-} , мг/л	0,009	0,003	0,009	0,012	0,015
$P_{\text{общ}}$, мг/л	0,048	0,006	0,028	0,028	0,016
ПО, мг O_2 /л	11,1	11,1	15,2	12,7	10,7
O_2 , мг/л	4,62	14,0	14,8	17,6	14,1
Насыщение O_2 , %	49,4	158,0	165,0	193,4	155,0
БПК ₅ , мг O_2 /л	4,12	9,24	9,51	6,38	5,41
БПК ₅ /ПО	0,37	0,83	0,63	0,50	0,51

Примечание. Проективное покрытие указано в скобках

В сезонном разрезе, концентрации NH_4^+ в транзитном потоке и на мелководьях понижаются летом и постепенно возрастают осенью. Причиной этому является потребление аммония: в транзитном потоке – фитопланктоном, а на мелководьях – ВВР. При этом в зарослях воздушно-водной растительности постоянство концентраций NH_4^+ сохраняется более длительное время, так как эти растения имеют более длительный период вегетации, жесткую структуру и их деструкция происходит значительно позже, чем у мягкой погруженной растительности. На устьевых мелководьях динамика концентрации NH_4^+ , независимо от уровня зарастания и вида ВВР, находится под влиянием поступления биогенных веществ с водосборной площади, которую дренирует приток водоема.

Нитритный азот (NO_2^-) в транзитном потоке обнаруживался в небольших концентрациях (0,015-0,030 мг/л). На мелководьях концентрация NO_2^- варьировала значительно больше. Минимальные ее значения (0,005 мг/л) были отмечены в полузакрытых заливах в середине лета, а немного большие (0,015-0,020 мг/л) значения - в открытых заливах. Максимальные концентрации нитритных ионов (0,075 мг/л) были зафиксированы в начале лета на заросшем пойменном мелководье, что свидетельствует об интенсификации биогеохимических процессов разложения органического вещества в воде и донных отложениях в условиях более медленного окисления нитритных ионов в нитратные. Вместе с тем это указывает на загрязнение части водного объекта почти до предельно допустимых концентраций (0,94 ПДК для культурно-бытового водопользования и питьевого водоснабжения). Повышенные концентрации NO_2^- отмечались также в слабопроточных устьевых мелководьях в приплотинной части водохранилища. Для всех типов мелководий характерно пониженное содержание NO_2^- в прибрежной зоне, а во временном масштабе - в середине лета.

Концентрация нитратного азота (NO_3^-) колеблется в более значительных пределах (0,06-0,68 мг/л на зарастающих мелководьях всех типов). Вместе с тем пространственная изменчивость NO_3^- выражена слабо. Сезонная динамика характеризуется пониженными концентрациями летом, что отвечает нижнему пределу диапазона изменения, и постепенным повышением осенью. При этом в транзитном потоке и на прибрежных отмелях концентрация NO_3^- растет быстрее, чем в зарослях ВВР.

Закономерности пространственно-временной изменчивости концентрации PO_4^{3-} аналогичны описанным выше для NO_3^- . Для большинства мелководий наблюдается повышенное содержание PO_4^{3-} по сравнению с транзитным потоком. В начале лета концентрация минерального фосфора для всех типов мелководий в 2-4 раза выше, чем в

середине лета и в начале осени, что вполне закономерно, учитывая потребление минерального фосфора растущей ВВР. Начиная с октября содержание PO_4^{3-} в воде опять повышается в результате деструкции растительного опада при относительно высоких температурах воды в условиях интенсивного ветро-волнового перемешивания.

Концентрация растворенного $P_{\text{общ}}$ (минерального и органического) за время наблюдений изменялась в пределах от 0,009-0,170 мг/л. Органическая составляющая $P_{\text{общ}}$ в большинстве случаев в 3-8 раз превышала минеральную. Распределение концентрации $P_{\text{общ}}$ по акватории мало отличалось от такового для транзитного потока и мелководий. Только в полузакрытых заливах концентрация $P_{\text{общ}}$ была на 15-40 % меньше. Осенью концентрация $P_{\text{общ}}$ медленно увеличивалась. При этом флуктуации на мелководьях были меньше, чем в транзитном потоке.

Изменение концентрации валового фосфора $P_{\text{вал}}$, включающего в себя растворенную и взвешенную формы, в большинстве случаев вторит изменению $P_{\text{общ}}$. Только на устьевых участках мелководий возможны значительные перепады концентраций, вызванные поступлением взвешенных форм P со стоком с водосбора.

Очевидно, что одной из причин повышенного содержания биогенных веществ на зарастающих мелководьях ранней весной и осенью является их поступление из разлагающейся ВВР, что сопровождается изменением газового режима и возрастанием численности микроорганизмов [Олейник, Якушин, 1985]. По данным [Денисова, 1979], в результате разложения ВВР, в воду поступает больше фосфора (1,65 мг/г сухого веса), чем при разложении других групп растений, включая наземные, а поступление аммонийного азота (6,20 мг/г сухого веса) более чем в два раза превышает его поступление от разложения фитопланктона (3,09 мг/г сухого веса).

Следует отметить, что в ряде водных объектов, например, в дельте р. Волги, преобладает водный гумус почвенного и растительного происхождения, что напрямую связано с ВВР. Кроме того, наблюдается тенденция увеличения органического вещества почвенно-растительного происхождения и уменьшение доли органического вещества планктонного генезиса. Еще один пример, общее количество минерального фосфора, поступающего при разложении ВВР в Кременчугское водохранилище, составляет 3,4 % его поступления в водоем из всех источников и равно суммарным поступлениям за счет ливневого поверхностного стока и с атмосферными осадками [Денисова, Паламарчук, 1977].

Количество легкоминерализуемых органических соединений в погруженных растениях выше, чем в воздушно-водных, которые содержат в среднем в 1,5 раза больше клетчатки (26,2-41,8 % абсолютно сухого веса у рогоза узколистного) [Кореякова, 1970; Макрофиты-индикаторы изменений..., 1993]. На лабораторных моделях водотоков установлено, что при

температуре воды 18-20°C уруть колосистая за 56 дней разлагается на 94-96 % [Олейник, Якушин, 1985].

Количество, присутствующего в воде, легкоокисляемого органического вещества характеризуется перманганатной окисляемостью. За время наших наблюдений перманганатная окисляемость воды Иваньковского водохранилища варьировала от 8,7 до 17,2 мгО/л при среднем значении 12,0 мгО/л в транзитном потоке и от 7,8 до 22,0 мгО/л на мелководьях всех типов.

В середине лета на большинстве мелководий перманганатная окисляемость была выше, чем в транзитном потоке, и на 0,02-12,00 мгО/л выше ПДК (10 мгО/л). Перманганатная окисляемость зависит от изоляции мелководья от транзитного потока и водообмена с ним, то есть от выноса органического вещества. Она также обратно пропорциональна концентрации растворенного O_2 , а максимальные ее значения, в 1,8 раза превышающие этот показатель в транзитном потоке, отмечались на устьевом мелководье. При движении в сторону основной чаши водохранилища, значения перманганатной окисляемости уменьшались и на границе проточного залива были даже меньше, чем в транзитном потоке. Как было отмечено выше, для устьевых мелководий большое значение имеют характер водосбора и размер притока. Так, в приплотинной части водохранилища, где накапливается много органических илов, перманганатная окисляемость на устьевом мелководье может быть меньше, чем в транзитном потоке. По сравнению с транзитным потоком перманганатная окисляемость воды в полужакрытых заливах больше на 20-40 %, в открытых заливах - на 30-32 %, на прибрежных отмелях - на ~ 10 %. Только на затопленных пойменных массивах в начале лета, когда масса прошлогодних органических остатков частично вынесена потоком и частично разложилась, а новая органическая масса еще не достигла максимума, перманганатная окисляемость на мелководье на 7-8 % меньше, чем в транзитном потоке. Перманганатная окисляемость воды в приповерхностном слое на 4-7 % меньше, чем в придонном.

В начале лета перманганатная окисляемость воды в водохранилище, включая мелководья и транзитный поток, имеет наименьшие значения. Затем она возрастает, сохраняя приведенную выше пропорциональность для различных типов мелководий, и в конце октября она примерно в 2 раза выше, чем в начале лета. При этом в слабопроточных заливах значения перманганатной окисляемости воды в зарослях погруженной ВВР на 2-7 % больше, чем в зарослях жесткой воздушно-водной растительности, которая еще не начала разлагаться.

Косвенная характеристика содержания в воде органического вещества, легкодоступного для микроорганизмов, - БПК₅ (отражает биохимическую активность бактерий). В транзитном потоке в рассматриваемый период наблюдений значения БПК₅ колебались в пределах 0-6,85

мгО₂/л (в среднем 1,85 мгО₂/л). На мелководьях максимальное значение БПК₅ отмечено в полузакрытом заливе в середине лета. Оно в 1,7 раза превышало значение БПК₅ в транзитном потоке. Повышенные значения БПК₅ отмечались также в открытых заливах. На устьевых мелководьях и прибрежных отмелях значение БПК₅ зависит от показателей воды, поступающей с транзитным потоком, биохимических процессов на мелководье и показателей воды притока. В связи с этим картина изменения БПК₅ на таких мелководьях очень сложная и не имеет ярко выраженной тенденции изменения.

Временная динамика БПК₅ характеризуется повышенными значениями в середине лета, когда активизируются биогеохимические процессы. Осенью БПК₅ уменьшается, оставаясь в русловой части водохранилища и на прибрежных отмелях на 10-45 % выше, чем в заливах, где БПК₅ уменьшается более интенсивно.

О характере, находящегося в воде, органического вещества можно судить по коэффициенту биологического загрязнения (БПК₅/ПО). При БПК₅/ПО < 0,5 в воде преобладает легкоминерализуемое органическое вещество, при повышенных значениях этого коэффициента - преобладают компоненты стойкие к разложению. Анализ результатов обработки проб воды показывает, что в Иваньковском водохранилище преобладает легкоминерализуемое органическое вещество. В транзитном потоке, на устьевых мелководьях, в полузакрытых и открытых заливах, на затопленной пойме, на прибрежных отмелях средние значения БПК₅/ПО составили 0,17, 0,11, 0,34, 0,45, 0,19, 0,08 соответственно. Только в некоторых полузакрытых заливах БПК₅/ПО=0,60-0,83.

Показатель присутствия в воде трудноокисляемых фракций окрашенных органических соединений - цветность воды. Предельно допустимое значение цветности воды, используемой для питьевых целей, 35 град. Цветность воды Иваньковского водохранилища за время наблюдений составляла 1,3-7,4 предельно допустимого значения, что указывает на значительное загрязнение вод органическим веществом. По акватории водохранилища цветность воды изменялась незначительно. Только в полузакрытых заливах, для которых водообмен с транзитным потоком ограничен, летом цветность воды может быть на 10 град выше. В результате активизации процессов биогеохимического распада органического вещества, цветность воды устьевых участков притоков, дренирующих болотные массивы, может быть в 2 раза и более выше чем в транзитном потоке.

Летом в Иваньковском водохранилище цветность воды обычно находится в пределах 50-60 град. Однако, в первой декаде сентября она начинает повышаться, и к концу сентября составляет 110-120 град, а в некоторые годы - 220 град. Цветность воды на слабопроточных и защищенных от ветровых волн устьевых мелководьях в это время может быть на 5 град ниже.

4.3. Главные ионы и тяжелые металлы

Основные источники поступления в воду главных ионов, определяющие ее минерализацию, - процессы химического выветривания, а интегральная характеристика минерализации - электропроводность. Пространственно-временная изменчивость электропроводности и концентраций главных ионов отражает гидрологические, гидродинамические и другие особенности транзитного потока и мелководий различных типов.

На устьевых мелководьях минерализация воды, как и другие ее химические показатели, находится под сильным влиянием водосборной площади притока. Здесь отчетливо просматриваются процессы смешения более минерализованных вод притоков с менее минерализованными водами водохранилища. Поэтому диапазон изменения электропроводности и концентрации главных ионов для таких мелководий наибольший. По мере движения к водохранилищу в результате фильтрации воды и ее разбавления на расстоянии около 600 м электропроводность закономерно уменьшается в 1,5-2,0 раза, а концентрации гидрокарбонатных ионов, сульфат-ионов, хлоридных ионов, ионов магния, ионов кальция - в 1,3-1,5, 1,9-2,1, 2,0-4,6, 1,3-1,4, 1,4-1,5 раза соответственно.

Минерализация и электропроводность воды в полузакрытых заливах, как правило, ниже, чем в транзитном потоке: ионов кальция и гидрокарбонатных ионов в 1,1-1,2 раза меньше, ионов калия - в 2,0 раза, ионов натрия - в 1,7 раза, хлоридных ионов - в 2,0-5,2 раза, электропроводность - в 1,1-1,3 раза. Только концентрация ионов магния в таких заливах может быть в 1,4-2,0 раза выше. То же самое наблюдается в открытых заливах, хотя перепад концентраций главных ионов между транзитным потоком и мелководьем на 25-80 % меньше. На затопленной пойме и прибрежных отмелях минерализация воды и электропроводность мало отличаются от таковых в транзитном потоке, а имеющиеся флуктуации не имеют ярко выраженного тренда.

По-видимому, пониженный уровень концентрации большинства главных ионов в полузакрытых, интенсивно зарастающих, заливах связан с потреблением растворенных минеральных солей ВВР и другими гидробионтами при их жизнедеятельности. Притоку же растворенных минеральных веществ с водосбора или их поступлению со стороны водохранилища и из донных отложений препятствует слабый водообмен и низкий уровень гидродинамической активности водных масс, а также слой органических илов и отложений из макрофитов, покрывающий минеральное ложе в этой части водоема. Последнее утверждение подтверждают данные о распределении в воде Иваньковского водохранилища концентраций алюминия, основным источником которого является частичное растворение глин и

алюмосиликатов. Самые высокие концентрации этого элемента наблюдались в придонной области проточной части водоема (в пределах старого русла р. Волги) по всей длине водохранилища от п. Эммаус до входа в канал им. Москвы. При этом для всех станций наблюдений концентрации алюминия в придонной области более чем в 2 раза превышали значения этого металла в приповерхностном слое воды. На всех типах мелководий содержание алюминия было ниже, чем в глубоководной части водоема.

Что касается влияния зарастания на содержание в воде тяжелых металлов, как наиболее распространенных загрязнителей окружающей среды, то здесь накладывается целый ряд факторов. Во-первых, преобладают физические процессы миграции тяжелых металлов с незначительной долей растворенных форм. Основное значение имеет активная механическая миграция взвешенных, полувзвешенных и коллоидно-дисперсных частиц. В этом случае гидродинамические условия среды являются гидродинамическими условиями миграции тяжелых металлов. Физические процессы приводят к изменению концентрации и перераспределению химических соединений в водной экосистеме, не уменьшая и не увеличивая их абсолютного количества. Во-вторых, имеет значение, каким видом ВВР или группой видов зарастает мелководье, поскольку накопление тяжелых металлов тканями погруженной растительности существенно выше, чем воздушно-водной. Кроме того, погруженные виды могут сорбировать больше мелкодисперсных частиц органического и минерального происхождения. Органические и неорганические загрязнители, содержащие тяжелые металлы, могут быть извлечены из воды и донных отложений в результате различных механизмов биосорбции: адсорбции, абсорбции, выпадения в осадок, поверхностного комплексообразования или ионного обмена. При этом активными биосорбентами являются как живые растения, так и мертвая фитомасса. В-третьих, комплекс условий, определяющих гидродинамическую активность водных масс на зарастающих мелководьях в различные сезоны года предопределяет место и скорость деструкции растительного опада, что, в конечном счете, приводит или не приводит к формированию донных отложений из макрофитов и мелкодисперсных органических илов, удерживающих значительное количество тяжелых металлов. Наконец, в-четвертых, на подвижность тяжелых металлов влияет температурный, газовый и световой режимы зарастающих мелководий, а также окислительно-восстановительные процессы и наличие растворенного органического вещества и его состав. В лабораторных условиях было показано, что на образование комплексов растворенного органического вещества с медью и его состав, а также на степень токсичности меди влияют условия фотоокисления, определяемые поступлением УФ-радиации [Brooks, Meyer, McKnight, 2007]. Аналогичные результаты были получены для фотохимически измененных

полициклических ароматических углеводородов. Так, токсичность флуорантена намного увеличивалась при увеличении интенсивности УФ-радиации [Weinstein, Diamond, 2006].

По данным многолетних исследований на Нижней Волге при непосредственном участии автора, было установлено, что значительная часть тяжелых металлов переносится на взвешенных частицах. В составе взвеси в наибольшем количестве содержатся железо и алюминий. Сопоставление концентраций тяжелых металлов в воде и взвешенном веществе показало, что в основном они сосредоточены во взвеси. Доля адсорбированной на взвешенных частицах меди изменяется от 45,6 % до 95,2 %, составляя в среднем для Нижней Волги 76,5 %. Для кадмия эти величины были существенно выше и составляли 85 %, 97 % и 89,6 % соответственно. Для свинца разброс значений был значительно более широкий (от 28 до 100%, в среднем 80,5 %). Основная часть марганца также была найдена в связанной с взвешенными частицами форме – все значения укладывались в диапазон 57-100 %, в среднем - 85,4 %. Следует отметить, что перенос на взвеси, как основная форма миграции соединений марганца, нами также наблюдался на Иваньковском водохранилище. Единственным исключением для Нижней Волги стало распределение цинка между растворенной и взвешенной формами. Большая часть этого металла была найдена в растворенном виде. На взвешенных в воде частицах было адсорбировано от 6,7 % до 51,6 % цинка, в среднем только 21,8 % [Бреховских, Волкова, Кочаран, 2008].

Хотя тяжелые металлы объединены в одну группу на основе их атомного веса и потенциальной опасности для живой природы, свойства металлов и их миграция на зарастающих мелководьях могут существенно различаться, что вместе с неоднородностью определяющих факторов демонстрирует крайнюю неоднородность полей концентраций тяжелых металлов и широкий диапазон изменения статистических характеристик, даже в пределах зарастающих мелководий, расположенных на одном водном объекте (таблица 4.2). Для тяжелых металлов характерна большая дифференциация, чем для других гидрохимических показателей воды. Однородность пространственного распределения демонстрировали лишь концентрации стронция ($C_v = 11$ %).

Еще больше содержание тяжелых металлов различается для заросших и незаросших участков водного объекта. Так, по нашим данным, концентрации свинца в приповерхностном слое воды мелководий Иваньковского водохранилища могут быть в 16-22 раза меньше, чем содержание свинца в придонной воде русловой ложбины (участок у д. Старое Мелково). Такое различие, по-видимому, объясняется тем, что рассматриваемый участок находится в зоне выклинивания подпора, уменьшения стоковых течений, седиментации взвешенных частиц и их аккумуляции. Кроме того, участок находится в зоне влияния чрезвычайно загруженной

автомобильной трассы Москва – Санкт-Петербург, а, как известно, большое количество свинца перерабатывается в тетраэтилсвинец, который используется в качестве антидетонационной присадки в автомобильном бензине. Смыв загрязненных микрочастиц с дорожного полотна и придорожных территорий может существенно повлиять на концентрацию тяжелых металлов в воде и донных отложениях участков, примыкающим к автомобильным дорогам.

Таблица 4.2. Статистические характеристики концентраций металлов в воде зарастающих мелководных массивов Иваньковского водохранилища

Показатели	Значения статистических характеристик					
	σ^2	σ	C_v	C_s	Погрешность среднего, %	Погрешность C_v , %
Si	0,35	0,59	0,24	-1,70	3,6	11,5
Al	22889	151,29	0,39	0,75	5,9	12,4
Fe	19025	137,93	0,29	0,49	4,5	11,8
Cu	0,87	0,93	0,38	1,51	5,8	12,4
Ni	3,34	1,83	0,76	3,64	11,7	16,0
Co	0,03	0,16	0,39	0,29	6,0	12,5
Zn	7,80	2,79	0,501	1,53	7,8	13,4
Mn	529,62	23,01	0,23	0,49	3,5	11,5
Sr	112,94	10,63	0,11	0,25	1,7	11,0
Pb	1,36	1,16	1,33	4,00	20,5	23,2
Cr	0,15	0,39	0,39	0,51	6,1	12,5
Cd	0,01	0,09	0,66	4,35	10,2	15,0
As	0,60	0,77	0,25	0,44	3,9	11,6

Та же тенденция наблюдалась для других микроэлементов: содержание цинка, хрома, кадмия, мышьяка в воде зарастающих мелководий было ниже, чем в целом по водохранилищу (таблица 4.3). Только концентрации стронция и меди на мелководьях были незначительно выше (1-11 %), чем средние концентрации этих элементов в целом по водохранилищу.

Кроме Иваньковского водохранилища, такие же результаты нами были получены для ветлендов Сеймур и Мак-Кей. Так, для ветленда Мак-Кей, концентрации меди, цинка, свинца и кадмия в воде участков без растительности и с растительным опадом различались в 29, 32, 43 и 2 раза соответственно. В некоторых случаях разница в концентрации свинца была выше в 293 раза. Отбор проб проводился в конце декабря, когда растительный опад еще не начал

интенсивно разлагаться, а сорбировал и удерживал тяжелые металлы, что показал анализ донных отложений, для которых закономерности содержания тяжелых металлов для зарастающих и не зарастающих участков были диаметрально противоположны с таковыми для воды (см. раздел 5.7). Гидродинамическая активность и связанный с ней перенос материала в условиях этого ветленда практически отсутствовал. Для обоих ветлендов характерно на 1-2 порядка более высокие значения концентраций тяжелых металлов, чем в водотоках, принимающих сток с этих ветлендов.

Таблица 4.3. Содержание металлов в воде мелководных массивов Иваньковского водохранилища в августе 2000 г.

Показатели	Значения		
	минимальное	максимальное	среднее
Si, мкг/л	1,22	2,92	2,51
Al, мкг/л	200	470	392
Fe, мкг/л	320	610	472
Cu, мкг/л	2,0	2,5	2,5
Ni, мкг/л	1,4	2,6	2,4
Co, мкг/л	0,2	0,6	0,4
Zn, мкг/л	3,1	5,2	4,5
Mn, мкг/л	84	128	102
Sr, мкг/л	98	108	99
Pb, мкг/л	0,3	5,0	0,9
Cr, мкг/л	0,50	0,93	0,92
Cd, мкг/л	0,06	0,12	0,11
As, мкг/л	1,8	2,6	2,5

Дополнительным фактором загрязнения водных объектов и в целом окружающей среды автомобильным и другими видами транспорта, использующими двигатели внутреннего сгорания, являются микрочастицы углерода или сажа - продукт неполного сгорания топлива, а также технический углерод («black carbon»), применяемый при производстве автомобильных шин в качестве наполнителя. Это активный переносчик различных загрязнителей, включая тяжелые металлы, способный к транспорту, как водными путями, так и воздушными массами. Количество технического углерода в почвах может достигать нескольких процентов. Эти вопросы требуют отдельного пристального изучения. Более подробно о взаимодействии ВВР и

в целом зарастающих зон с микрочастицами природного и антропогенного происхождения см. следующий раздел и раздел 6.2.

4.4. Влияние макрофитов на концентрацию взвешенных веществ

Роль взвешенных в воде микрочастиц различного происхождения как загрязнителей окружающей среды, а также как переносчиков других опасных загрязнителей, находит все большее понимание у научной общественности. Однако здесь все еще больше вопросов, чем ответов. Даже не всегда понятно, правильно ли поставлены вопросы. Лучше всего исследованы вопросы сорбции и переноса минеральными частицами тяжелых металлов, радионуклидов, продуктов распада нефти и нефтепродуктов, а также азота и фосфора [Савенко, 2006; Liu et al., 1996]. Значительно хуже исследована природа, поведение и судьба микрочастиц растительного и животного происхождения. И только начинаются исследования источников, путей поступления в окружающую среду, свойств и возможных взаимодействий таких широко распространенных микрочастиц антропогенного происхождения как частицы стекла, ржавчины, технического углерода и синтетических полимерных материалов, получившие обобщенное название - микропластик, под которым будем понимать частицы пластика размером менее 5 мм и микроволокна, возникающие в результате деградации пластиковых изделий, а также микрогранулы полимерных смол (композитов), пластиковые микроизделия и микрочастицы косметических продуктов, моющих средств и т.д. С 2004 г. микропластик признан загрязнителем окружающей среды.

Сейчас микрочастицы синтетических полимерных материалов обнаруживаются во всех природных средах: континентальных и подводных грунтах (донных отложениях), внутренних и морских водах, в воздухе и живых организмах. Однако почти отсутствуют знания об источниках, путях перемещения и времени нахождения пластиковых микрочастиц в окружающей среде, прежде чем они были обнаружены. Микрочастицы синтетических полимерных материалов, хотя и являются взвешенным (нерастворенным) веществом, однако не могут быть отнесены к пункту 166 раздела II Перечня загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области окружающей среды, утвержденного распоряжением Правительства Российской Федерации от 8 июля 2015 г. № 1316-р, поскольку химический состав, физико-химические свойства, размерный диапазон, поведение в окружающей среде, механизмы воздействия на биологические объекты и

возможные последствия для живых организмов существенно отличаются от других взвешенных веществ, обнаруживаемых в водных объектах.

Материалы происхождения микропластика, кроме базового полимера, как правило, содержат наполнители, инициаторы, пластификаторы, разбавители, отвердители, загустители, стабилизаторы, красители, смазки, некоторые из которых сами по себе являются экотоксичными с точки зрения стойкости, токсичности и биоаккумуляции (например, отвердитель бисфенол А, пластификатор ди-2-этилгексилфталат). Уже достоверно установлено, что в больших концентрациях он токсичен и опасен для большинства живых организмов, а также способен сорбировать, концентрировать и легко переносить такие высокотоксичные, стойкие и биоаккумулятивные органические загрязнители как полихлорированные дифенилы, фенолы, полициклические ароматические углеводороды, нефтяные углеводороды, хлорорганические пестициды (например, ДДТ и его метаболиты, гексахлоран), а также тяжелые металлы [Казмирук, 2020].

Урбанизация территории водосбора – основной фактор присутствия микропластика в воде рек, озер и водохранилищ. Во всех звеньях пресноводных экосистем наблюдается пространственная дифференциация частиц, вызванная, как количеством местных источников, свойствами самих частиц, так и динамической активностью водных масс. В контактной зоне между водным объектом и сушией формируется своя, особая динамическая система, подпитываемая пластиковыми микрочастицами с суши, а при волнении, со стороны водного объекта. Характеристики и свойства самих микропластиков также будут различными на разных участках. Микрочастицы, поступающие из сточных вод, имеют значительное органическое загрязнение, чего не наблюдается на частицах в природных водных объектах.

Поскольку деградация и биоразложение пластиковых частиц может длиться тысячи лет, их количество растет, а сбор и утилизация являются не реальной задачей, для минимизации вреда, приносимого микропластиком живым организмам пресноводных экосистем и снижения вероятности транспорта микропластика в морские экосистемы, автором впервые в мировой научной практике было предложено использовать барьерную роль макрофитов. Прибрежные макрофиты, благодаря своим свойствам, должны позволить задержать и захоронить в донных отложениях пластиковые микрочастицы, поступающие со стороны берега, а также быть ловушкой для микропластиков, плавающих на поверхности и в водной толще открытой части водоемов и водотоков. Более подробно о барьерной роли ВВР см. раздел 6.2.

Влияние зарастания на формирование содержания в воде взвешенных частиц можно рассматривать в масштабе всего водного объекта или его локальных зон. Масштаб всего водного объекта рационален при изучении небольших мелководных озер, водохранилищ и

прудов; второй случай подходит для рек и крупных водоемов. При исследованиях всего водного объекта возможен учет прямого и опосредованного влияния ВВР на физические, химические и биологические процессы формирования мутности воды. В рамках всей пресноводной экосистемы в формировании мутности воды возможно участие целого ряда механизмов: растительность предоставляет убежище для зоопланктона, влияя тем самым на взаимоотношения в системе хищник-жертва, препятствует повторному взмучиванию, способствует осаждению и сорбирует уже взвешенные частицы, вместе с перифитоном конкурирует с фитопланктоном за питательные вещества и свет. Кроме того, ВВР может выделять аллелопатические вещества, ингибирующие развитие фитопланктона. Рыба также влияет на формирование мутности воды путем взмучивания донных отложений, повышая интенсивность обмена питательными веществами между донными отложениями и водной толщей [Lammens, 1988] или выедая растительность, зоо- и фитопланктон [Hansson, Johansson, Persson, 1987]. Различные комбинации этих механизмов и их удельный вес ответственны за мутность воды в присутствии ВВР, хотя насколько существенно влияние этих механизмов в каждом конкретном случае не до конца понятно. В данной работе основное внимание уделено локальным зарастающим зонам в сравнении с акваторией без растительности и физическому аспекту влияния макрофитов.

Гидродинамическая активность водных масс приводит не только к взмучиванию твердых частиц донных отложений, но и к удержанию их в толще воды, а так как частицы могут сорбировать различные загрязнители, особенно техногенного происхождения, то, учитывая широту распространения, приведенный механизм, по-видимому является наиболее значимым при оценке влияния донных отложений на водную среду и экологическое состояние водного объекта.

Формирование содержания взвешенных веществ на зарастающих участках и на чистоводе существенно отличается. В естественном состоянии содержание взвешенных веществ на чистоводе зависит от гидродинамической активности водных масс, состава донных отложений и привноса взвеси с прилегающих территорий. Если донные отложения состоят из торфянистого ила, находящегося в придонном слое в полувзвешенном состоянии, то уже при скорости ветра 3-5 м/с он приходит в движение, повышая мутность воды, прежде всего, за счет мелкодисперсных частиц. На песчаных отмелях при тех же условиях мутность воды не повышается [Казмирук В., Казмирук Т., Бреховских, 2004].

Наибольшие концентрации взвеси соответствуют зоне взмучивания, донные отложения которой характеризуются низким критическим значением срывающей скорости воды у дна ($u_{\Delta\text{срыв}}$). Для отложений из макрофитов с $u_{\Delta\text{срыв}} = 0,2$ см/с, торфянистого ила - $u_{\Delta\text{срыв}} = 0,4$ см/с;

илистого песка - $u_{\Delta\text{ср}} = 0,9-2,8$ см/с (в зависимости от процентного состава илистых частиц); песка - $u_{\Delta\text{ср}} = 5,4$ см/с. В части водоема с глубиной 1 м вторичное взвешивание илистых частиц диаметром $d = 1-5$ мкм происходит при скорости ветра 10 % обеспеченности $W_{10} = 2-3$ м/с, а частиц со средним диаметром $d = 40-50$ мкм при $W_{10} = 5-7$ м/с, тогда как взвешивание песчаных фракций $d \geq 100$ мкм в этом случае возможно только при $W_{10} = 10$ м/с. С уменьшением глубины взвешивание илистых частиц крупностью меньше 50 мкм происходит уже при скорости ветра $W_{10} = 2-3$ м/с, а усиление ветра до $W_{10} = 10$ м/с приводит к резкому увеличению концентрации взвеси (таблица 4.4). Таким образом, в слабопроточных водоемах даже незначительные скорости ветра могут способствовать переотложению твердых частиц донных отложений и вторичному загрязнению водной среды. В общем случае, независимо от скорости ветра, концентрация взвеси в зоне переноса и седиментации значительно меньше, чем в зоне взмучивания.

Таблица 4.4. Средние значения общей концентрации взвешенных частиц при различных скоростях ветра в условиях Иваньковского плеса Иваньковского водохранилища, г/м³

Тип донных отложений	Глубина воды, м	Скорость ветра, м/с			
		2	5	10	15
Зона взмучивания					
Торфянистый ил, отложения из макрофитов	0-3	20	170	880	2200
Илистый песок	3-6	11	88	570	1180
Песок	0-3	5	25	238	750
Зона переноса					
Илистый песок	3-6	15	80	170	290
Песчанистый ил	8-12	10	70	140	200
Серый ил	10-13	10	60	110	170
Зона седиментации					
Песчанистый ил	10-15	10	70	100	150
Серый ил	12-19	8	60	90	130

Особенности взаимодействия водных масс и донных отложений в каждой из зон предполагают определенный режим и характер распределения концентрации взвешенных частиц. Анализ результатов выполненных нами расчетов для условий Иваньковского плеса Иваньковского водохранилища показал большую неоднородность в распределении мутности по

площади водоема и на различных его горизонтах. Адекватность расчетов натурным данным была подтверждена прямыми измерениями в полевых условиях в августе 2018 г. с использованием мультипараметрического зонда CTD-90M [Белкина, Казмирук, Потахин, 2019]. По всей глубине водоема в составе взвешенных частиц преобладают мелкодисперсные фракции. Сопоставление карт распределения полей, как общей, так и частной концентрации взвешенных частиц на разных расчетных слоях показывает, что при скоростях ветра до $W_{10} = 2-5$ м/с процент мелкодисперсной составляющей во многом предопределяется типом и фракционным составом донных отложений в данной части водоема. В общей концентрации взвеси преобладает илистая составляющая (до 80-90 %) с размером частиц до 50 мкм. В этом случае для зон переноса и седиментации частная концентрация мелкодисперсных илистых частиц $d \leq 10$ мкм в приповерхностном слое (слой толщиной до 50 см от поверхности воды) незначительно отличается от общей концентрации взвеси. Это вызвано тем, что донные отложения зарастающих водных объектов формируются, в основном, за счет автохтонного материала, большая часть которого органического происхождения.

В зависимости от длин разгонов ветровой волны для заиляющегося и зарастающего Иваньковского плеса Иваньковского водохранилища, граница между зоной взмучивания и переноса колеблется в пределах: при скорости ветра $W_{10} = 5$ м/с - $H_{в-п} = 0,5-3,2$ м, при $W_{10} = 10$ м/с - $H_{в-п} = 1,6-6,0$ м, при $W_{10} = 15$ м/с - $H_{в-п} = 2,0-8,0$ м.

Направления переотложения взвешенного донного материала в зоне взмучивания определяются рефракцией ветровых волн, вызванной изменением их фазовой скорости при выходе на мелководье ($H < 0,5\lambda$). Рефракция волн имеет свои особенности для каждого участка водоема. По мере роста прибрежной отмели должна усиливаться рефракция волн, а, следовательно, ослабевать вдольбереговая миграция наносов около уреза и, как результат, большее количество наносов будет задерживаться на пляже.

При небольших абсолютных значениях скорости стоковых течений осаждение взвешенных частиц происходит со скоростью близкой к их гидравлической крупности. Очень малые значения гидравлической крупности мелкодисперсных частиц, например для $d \leq 10$ мкм $\omega \leq 5 \times 10^{-5}$ м/с [Шнеер, 1964], может являться еще одной из причин, обуславливающих высокое процентное содержание илистых фракций в составе взвеси.

Роль ВВР в процессах формирования мутности воды в зарастающих зонах зависит от ее морфологических особенностей, густоты и водообмена зарастающего участка с остальной частью водоема или водотока, а также происхождения взвеси. Растительность выступает хорошим барьером распространения взвешенных веществ, прежде всего, за счет снижения гидродинамической активности водных масс, как непосредственно в результате повышенных

гидравлических сопротивлений на заросшем участке, так и в результате снижения скорости движения воздуха у поверхности воды, а также за счет сорбции взвеси на листьях и стеблях растений.

В период маловетрия при фильтрации воды через заросли ВВР с проективным покрытием 50-70 % концентрация взвешенных частиц минерального происхождения экспоненциально уменьшается до значений менее 5 мг/л. Такая ситуация характерна для устьевых участков рек, а также прибрежных зарослей рек, озер и водохранилищ, что неоднократно наблюдалось нами и другими авторами [Barko, James, 1998; Benoy, Kalff, 1999; Kosten et al., 2009; Horppila, Nurminen, 2001; Madsen et al., 2001; Pan et al., 2012; Vargo, Neely, Kirkwood, 1998; Wang et al., 2015; Wu, Hua, 2014] для погруженных, свободноплавающих и воздушно-водных видов на многих водных объектах в различных климатических и природных зонах от тундры до тропиков. Было установлено, что заросли валлиснерии уменьшают количество взвешенных веществ на 66,8-90 % [Wang et al., 2015; Wu, Hua, 2014], аир обыкновенный (*Acorus calamus* L.) - 96,0-99,7 % [Wu, Hua, 2014], лютик желтолистный, роголистник темно-зеленый и рдест туполистный (*Potamogeton obtusifolius*) - 50,0-89,3 % [Horppila, Nurminen, 2001], посидония океанская (*Posidonia oceanica*) - 47,7-79,2 % [Terrados, Duarte, 2000], ямайская зубчатая осока (*Cladium jamaicense*) и пузырчатка пурпурная (*Utricularia purpurea*) - 43,5 % [Harvey et al., 2011].

Осенью, после гибели мягкой растительности, и ранней весной частицы донных отложений, накопившиеся за вегетационный период, могут повторно взмучиваться и переотлагаются ветровыми волнами, а также подвижками льда. В результате этого рельеф дна выравнивается. Это происходит в том случае, если донные отложения не закреплены подземными органами растений. При отсутствии растительности, для обширных открытых мелководий наблюдается прямая зависимость мутности воды от скорости ветра, с довольно высоким коэффициентом корреляции $r = 0,77$ (надежность вывода 0,90). В зарослях даже редкой ВВР такая зависимость не прослеживается (рисунок 4.2), поскольку растительность, особенно воздушно-водная, не только закрепляет грунт, но и снижает скорость ветра у поверхности воды.

На зарастающих и заболачивающихся участках с проективным покрытием ВВР более 70 %, как правило, преобладают органические илы и отложения из макрофитов, имеющие удельный вес близкий к удельному весу воды и находящиеся в полувзвешенном состоянии. До середины лета существует полувзвешенный слой фрагментов прошлогоднего растительного опада, который в вегетационный период дополняется слоем ряски, а иногда – нитчатки. В октябре месяце на заболачивающихся мелководьях начинается накопление фрагментов мягкой

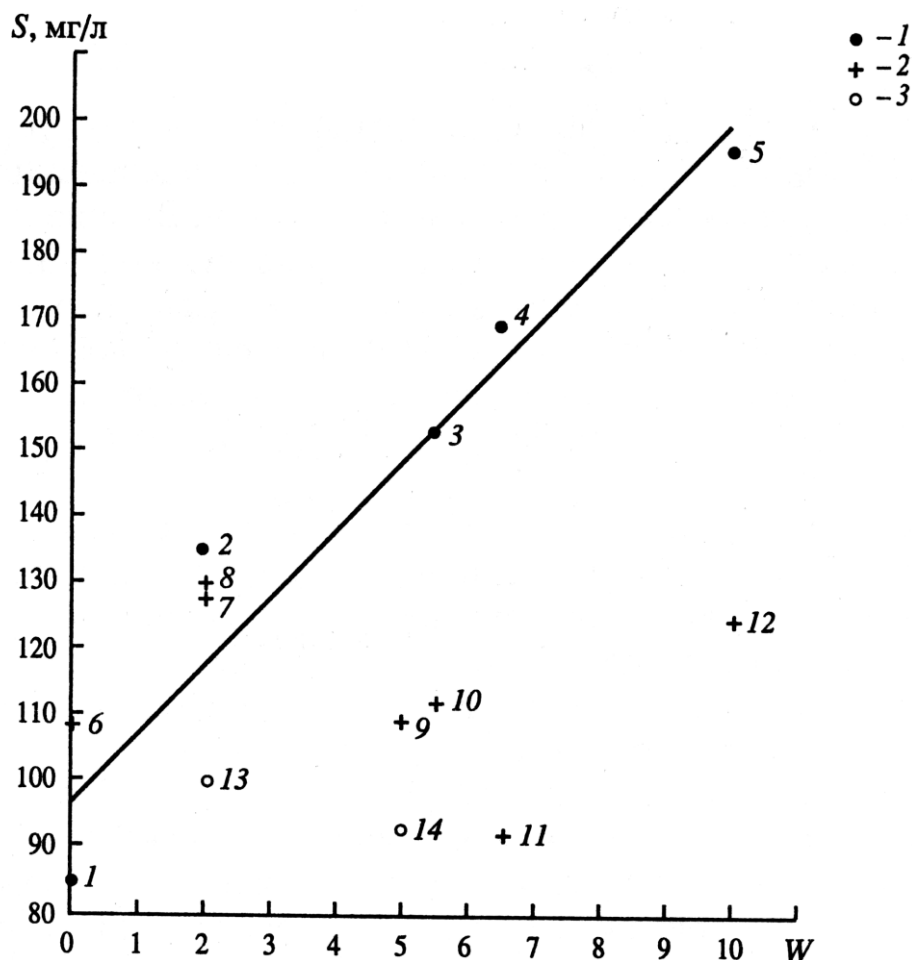


Рисунок 4.2. Зависимость мутности в приповерхностном слое воды от скорости ветра

1 – незаросшее обширное мелководья; 2 – протока; 3- заросли ВВР

погруженной растительности, у которой закончился период вегетации. По этой причине на заболачивающихся участках содержание взвешенных веществ в большинстве случаев выше, чем на чистоводе. Эти, взвешенные в воде частицы, имеют растительное происхождение и их суммарное количество может характеризоваться концентрацией гуминовых кислот. По площади заболачивающегося участка содержание взвешенных веществ может колебаться от единиц до сотен миллиграмм в литре и сильно зависит от конкретных условий формирования взвеси. Например, по нашим многолетним наблюдениям, в сильно заросшем и заболоченном Коровинском заливе Иваньковского водохранилища средняя мутность воды была около 9 мг/л на чистоводе и 12-14 мг/л в зарослях ВВР. Еще в большей степени это проявлялось для незаросших и сильно зарастающих участков низовий р. Волги, где в рукаве дельты Кизань (п. Верхнекалиновский) количество взвешенных веществ составляло 17,3 мг/л, в Каменной яме в районе Кировского канала – 36,0 мг/л, а в зарастающем култуке в этом же районе 43,3 мг/л.

Такие же результаты были получены в весенний период 2003-04 гг. на осушенном и естественном торфяных болотах в канадской провинции Нью Брансуик [Pavey et al., 2007], а также при исследовании 83 мелководных зарастающих озер на Южноамериканском континенте [Kosten et al., 2009].

Как уже было отмечено, растительность препятствует развитию ветровых волн. Однако даже при их отсутствии, одной из причин локального повышения мутности воды в зарослях жесткой воздушно-водной растительности является колебание стеблей растений, вызванное воздействием ветра, в результате чего взвешиваются частицы, ранее осевшие на дне, стеблях и листьях растений, при этом частицы не выносятся за пределы зарастающей зоны.

Все виды водной растительности в той или иной степени изменяют концентрацию твердой фазы в водной среде. В результате адгезии отдельные виды ВВР в одних и тех же условиях могут задерживать до 5 г твердой примеси на одном растении. По нашим данным, 1 м² тростника обыкновенного способен аккумулировать 24,6 г взвеси, сусака зонтичного - 15,7 г/м², рогоза узколистного - 24,1 г/м², ежеголовника прямого - 582,0 г/м², роголистника темно-зеленого - 68,0 г/м², наяды малой - 66,3 г/м². Наиболее активным сорбентом является осока острая, которая при абсолютно-сухом весе растения 2,5 г может сорбировать до 2,7 г мелкодисперсных твердых частиц. Наименее активным сорбентом является кувшинка чисто-белая: при абсолютно-сухом весе растения 12,0 г сорбирует только 0,085 г мелкодисперсных частиц.

А вот валлиснерия спиральная и американская, хотя и не удерживают на своих листьях значительного количества микрочастиц, зато, имея развитую корневую систему, состоящую из ползучего корневища и множества тонких придаточных корней, основательно закрепляет грунт, не давая возможности повторного взмучивания под действием стоковых течений и ветроволнового перемешивания. В отмелой зоне устьевого взморья Волги и каналах Южной Флориды, в местах произрастания валлиснерии, прозрачность воды всегда максимальная - до дна рассматриваемого участка. То, что валлиснерия способна эффективно закреплять грунт отмечается и в исследованиях на водных объектах Китая [Wang et al., 2015; Wu, Hua, 2014].

Глава 5

ФОРМИРОВАНИЕ МЕХАНИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК И ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ГРУНТОВОГО КОМПЛЕКСА ЗАРАСТАЮЩИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

5.1. Механизмы формирования донных отложений и рельефа дна

Русло реки или ложе водоема и водная растительность - две динамические системы, взаимодействующие на фоне гидрологических, гидродинамических, геоморфологических и экологических процессов. Формирование донных отложений в водных объектах происходит в результате процессов седиментации, трансседиментации и переноса грунтообразующего материала. Основными источниками грунтообразующего материала зарастающих водоемов и водотоков как и других водных объектов являются аллохтонные и автохтонные поступления.

Аллохтонный материал поступает в чашу водоема или русло реки в виде твердого стока притоков, продуктов склоновой и береговой эрозии, сосредоточенных и диффузионных коммунально-бытовых и промышленных стоков, стоков с городских территорий, сельскохозяйственных угодий, торфоразработок, атмосферных осадков и эоловых выносов, в результате смыва растительного опада и остатков животных организмов с залуженных и залесенных склонов, поступлений твердых и растворенных веществ с прилегающих болот, а также с грунтовыми водами (рисунок 5.1). Колонизируя прибрежные отмели, растительность способствует перехвату и удержанию в зарастающих зонах значительной части аллохтонного материала.

Основными источниками автохтонного материала являются ВВР, фито- и зоопланктон, бентосные и другие организмы, продукты физико-химических и биологических процессов в водном объекте. Иногда к автохтонным поступлениям относят продукты размыва берегов, островов и мелководий. Роль и удельный вес каждого из этих источников в формировании грунтов дна существенно отличается. По-разному они влияют на темпы накопления грунтообразующего материала и другие внутриводоемные процессы.

Механизмы формирования состава донных отложений зависят от стадии развития водоема, степени его зарастания и видового состава ВВР, геолого-геоморфологического строения чаши водоема и берегов, объема, поступающего грунтообразующего материала, климатических и гидрометеорологических условий. Если заросли воздушно-водной растительности занимают меньше половины акватории водоема процессы формирования донных отложений на незаросших и заросших участках водоема существенно различаются.

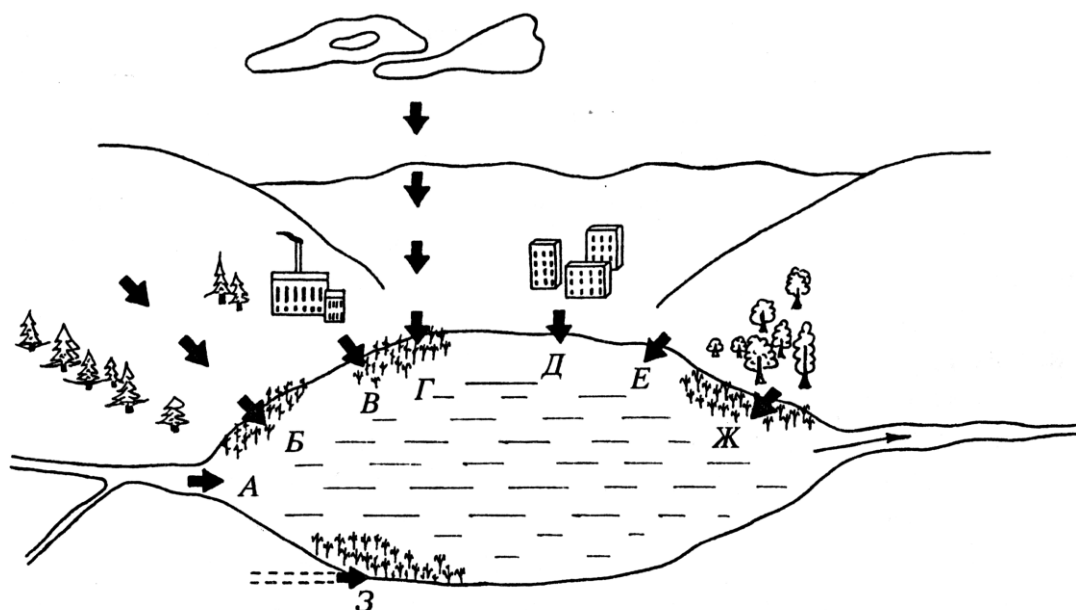


Рисунок 5.1. Источники поступления грунтообразующего материала в зарастающий слабопроточный водоем

А – речной сток, Б – продукты склоновой эрозии, В – промышленные сточные воды, Г – атмосферные осадки, Д - коммунально-бытовые сточные воды, Е – береговая эрозия, Ж – смыв лесного опада, З – грунтовые воды

Для незаросших участков значительную роль в перераспределении веществ играет верхний слой донных отложений. За счет процессов сорбции и седиментации взвеси он накапливает загрязняющие вещества, контролируя в дальнейшем процессы обмена загрязняющей примесью между водой и дном. Этот слой будем называть подвижным обменным слоем донных отложений. Динамика подвижного обменного слоя обусловлена в основном тремя процессами, являющимися результатом взаимодействия частиц донных отложений и водных масс: взвешивания, переноса и осаждения. Преобладание одного из них в части водоема определяет ее соответственно, как зону взмучивания, зону переноса или зону седиментации. В зоне взмучивания происходит взвешивание частиц донных отложений, сопровождающееся размывом дна водоема, повышением концентрации взвеси и отсутствием условий для ее осаждения. Зона переноса характеризуется наличием процесса транзита взвеси, при котором не происходит ни размыв дна, ни взвешивание частиц, ни их осаждение. В зоне седиментации отсутствует размыв дна водоема и наблюдается транзит взвеси с одновременным преобладанием процесса осаждения взвешенных частиц. Обычно зоны взмучивания и переноса совпадают с незаросшими частями водоема, а зона седиментации с зарослями ВВР.

С крупность частиц донных отложений связана их способность к механическому поглощению - задержанию между частицами грунта мелкой взвеси и некоторых коллоидальных структур. Это свойство, наиболее выраженное в песках, обеспечивает снижение мутности воды, самоочищение ее от мелкодисперсных частиц и может являться механизмом перехода песчаных грунтов к илистым. Такой механизм трансформации донных отложений наблюдается в условиях Иваньковского плеса Иваньковского водохранилища. При этом наиболее тесные связи с коэффициентом корреляции $r=0,90$ и выше имеют место между фракциями со средним размером частиц $d=0,25-0,10$ мм и мелкодисперсной составляющей для песка и песка илистого.

Значительно сложнее картина формирования донных отложений воды на зарастающих участках водоемов, водотоков и в устьевых областях рек. Например, прибрежные зарастающие отмели занимают узкую полосу от 10 до 100 м и являются основным звеном перехвата природного и антропогенного грунтообразующего материала, поступающего с водосбора по первичной речевой сети. На залесенных водосборах этим путем поступает значительная часть растительного опада с прибрежных территорий, включая опавшие листья, хвою и фрагменты древесной растительности. Наиболее интенсивный смыв происходит при таянии снега, во время затяжных дождей и ливней.

В последние десятилетия появился и нарастает новый вид материала, формирующего донные отложения прибрежной полосы - антропогенные отходы из пластика на основе синтетических полимеров. К сожалению, вопросам загрязнения водных объектов антропогенным мусором пока-что не уделяется должного внимания. Наиболее ярко такое загрязнение выражено на урбанизированных и других загрязненных территориях.

Еще в 2000 г. нами отмечалось значительное пластиковое загрязнение нежилых островов в Каспийском море и прибрежной полосы Иваньковского водохранилища [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006]. В 2018 г. нами было выполнено обследование прибрежной защитной полосы Иваньковского водохранилища в районе г. Конаково. Как и в большинстве других исследований, среди пластикового мусора прибрежной полосы Иваньковского водохранилища наблюдается абсолютное доминирование пластиковых бутылок и пленок (пакетов). Весной при нагонных ветрах ширина полосы из пластикового мусора вдоль берега может достигать 1-3 м, а в застойных зонах и того больше.

Особо необходимо отметить роль жесткой прибрежно-водной растительности в задержании и накоплении пластикового мусора в прибрежной полосе, что характерно для многих равнинных водных объектов, особенно в городской черте. ВВР выступает своеобразной ловушкой пластиковых предметов. Плавающие на водной поверхности или переносимые

воздушными (водными) потоками со стороны берега, пластиковые предметы, попадая в заросли ВВР, застревают в них и накапливаются, в результате чего прибрежная полоса постепенно превращается в многослойную мусорную полосу, частично затопленную со стороны водоема. Не секрет, что именно в заросли часто преднамеренно выбрасываются использованные предметы. Накапливаемый в зарослях ВВР пластиковый мусор со временем частично деформируется, уплотняется и оседает на дно, перекрываясь слоем ила, остатков ВВР и новыми пластиковыми отходами. Учитывая то, что в России основным материалом для изготовления пластиковых бутылок является полиэтилентерефталат, а фталаты одни из самых опасных загрязнителей окружающей среды, это не может не волновать.

Прибрежная полоса является волнобойной зоной с сезонными колебаниями уровня воды. Скорости и направления течения воды на отмелях определяются скоростями движения воды в основном русле водотока или общей циркуляцией воды в водоеме. Средние скорости движения воды здесь составляют 0,02-0,04 м/с. Интенсивная ветро-волновая переработка отмелей озер и водохранилищ (волны могут достигать высоты 0,6 м) является определяющим динамическим фактором формирования донных отложений и характера зарастаемости ВВР. Возникающая под действием ветровых волн дестабилизация поверхностного слоя грунта существенно мешает образованию устойчивых биокомплексов. На таких отмелях донные отложения преимущественно состоят из хорошо промытого мелкозернистого песка, который образует отмостку. Растительность формирует однородные одновидовые заросли, чаще всего, из тростника, способного выдержать такие условия благодаря хорошо развитой корневой системе. Если на прибрежных отмелях удастся закрепиться мягкой подводной растительности, например, рдестам, то в средней полосе России ее надземная часть гибнет уже во второй половине сентября. Растительные остатки, особенно погруженной ВВР, ветро-волновыми течениями выносятся за пределы мелководий.

На судоходных водных объектах, кроме ветровых волн, на формирование донных отложений прибрежных отмелей ощутимое влияние оказывают волны от судов. К примеру, на Иваньковском водохранилище и в устьевой области р. Волги средне- и крупнотоннажные суда, а также скоростные прогулочные катера создают волны, высота которых сопоставима с ветровыми волнами при ветре более 10 м/с. После прохождения судна продолжительность волнения в прибрежной зоне составляет 1-3 мин. Частота формирования таких волн также сопоставима с ветровыми. По нашим данным, в условиях Волжского плеса Иваньковского водохранилища в летний сезон количество проходящих по плесу маломерных судов в дневное время суток составляет 18-39 шт./час и возрастает в выходные дни. Кроме того, в среднем по плесу ежедневно проходит два крупных судна или скоростной катер. Потепление климата и

удлинение периода навигации, который в средней полосе России в настоящее время может длиться 9 месяцев, только усиливает нагрузку от судовых волн при формировании донных отложений на прибрежных отмелях.

На зарастающих слабопроточных участках, к которым относятся заостровные пространства водохранилищ, открытые заливы, слабопроточные старицы и култуки в плавневых массивах, формирование донных отложений имеет сезонный характер, что вызвано сезонностью гидрологического режима и развития ВВР. Открытые заливы образуются в местах резких искривлений береговой линии. Иногда такие мелководья отделены цепью островов, расположенных вдоль транзитного потока. Площадь заливов может достигать 1,5 км². Водообмен с транзитным потоком осуществляется по всей ширине залива. Скорость и направление течения воды определяются ветром. Ветровые волны и волны от судов распространяются на большую часть мелководий и гасятся только густыми зарослями ВВР.

В полузакрытых заливах водоемов и на завершающих стадиях зарастания озер основным источником поступления грунтообразующего материала в донные отложения является ВВР. Процесс формирования донных отложений из макрофитов включает: а) фрагментирование - разрушение структуры с помощью биологических и физических воздействий; б) автолиз - высвобождение клеточного содержимого под воздействием растительных ферментов; в) вымывание - удаление водорастворимых компонентов; г) микробное разложение - потребление детрита бактериями и грибами [Павлютин, 1985]. Эти процессы тесно взаимосвязаны и действуют синергетически.

Для таких заливов характерно интенсивное сплавинообразование. Этот процесс заключается в появлении на заросших участках побережья плавающего ковра из водно-болотных растений. Сплавины возникают на изолированных от основной акватории участках мелководий с глубинами воды 60-80 см в, как правило, наиболее продуктивных растительных сообществах. Движение воды на таких участках водоема, водообмен с транзитным потоком и другие динамические явления минимальны. Сплавинные участки постепенно превращаются в болото.

Еще сложнее процессы формирования донных отложений на зарастающих устьевых участках водотоков. Общие закономерности наиболее характерны для устьев малых рек и ручьев, впадающих в водоемы. Эти мелководья являются самыми распространенными и наименее изученными. В свою очередь, устьевые участки можно разделить на зону выклинивания подпора, зону смешения и открытый проточный залив. Каждая из этих зон имеет свои специфические особенности. Форма мелководий, как правило, дельтообразная с основанием у открытого залива. Зона смешения имеет черты полузакрытых заливов, где

интенсивно накапливаются частицы минерального происхождения, а также растительный опад, сформировавшийся из ВВР на самом мелководье и принесенный водным потоком с площади водосбора. Количество накапливаемых частиц в различных частях устьевого мелководья сильно зависит от расположения растительности и ее способности задерживать взвесь. Например, в эстуарии Тагуш (Португалия) краткосрочная седиментация на различных участках варьировала от 2,8 до 272,3 г/м²сут., что было связано с расположением зарослей *Sarcocornia perennis*, *Halimione portulacoides* и *Spartina maritima* [Salgueiro, Cacador, 2007].

Основной характерной особенностью устьевых мелководий является проточность участка, хотя в зоне смешения - это скорее фильтрация, чем свободное движение воды. Накопившийся здесь растительный опад может разлагаться десятилетия. Именно эти зоны часто называют «почками природы» из-за способности к фильтрации, метаболизму и снижению содержания биогенных элементов и металлов. Сезонные колебания уровня приемного водоема здесь сглаживаются поступлением воды из притока. Такие мелководья редко обсыхают. Движение воды обычно направлено к приемному водоему. Лишь при сильных нагонных ветрах (более 10 м/с) возможны стоково-ветровые течения. Скорость стоковых течений уменьшается по мере движения к водоему от 0,04-0,10 м/с до 0,00-0,02 м/с и имеет скачок в зоне выклинивания подпора. Ветровые волны, формирующиеся на акватории водоема, на мелководье быстро гасятся и проникают не далее, чем на 100-200 м.

Если малая река протекает по горной местности, количество транспортируемых ей наносов обычно выше, чем у равнинных рек, в результате чего, при впадении в водоем формируется выраженный конус выноса. Периодические природные явления, такие как таяние снега, обильные дожди, а также смыв растительного опада с залесенных территорий в осенний период, создают ярко выраженную многослойную структуру донных отложений на устьевых мелководьях. По нашим данным, полученным в устье р. Москито (Британская Колумбия, Канада) захороненные слои из полуразложившихся листьев могут достигать 5 см.

Еще в большей мере накопление растительного опада из ВВР, листьев и фрагментов веток деревьев определяет состав донных отложений в малых мелководных озерах, прудах и сформировавшихся на их основе, ветлендах. В исследованных нами водных объектах по этому пути развиваются полои в Волго-Ахтубинской пойме и дельте т. Волги, озера Озерки и Заверховье в Тверской области, а также, уже упомянутый, ветленд Мак-Кей.

Накопление донных отложений в чаше водохранилища или озерной котловине приводит к общему сглаживанию рельефа дна. Однако на отдельных участках слабопроточного зарастающего водоема возможно образование, как аккумулятивных, так и эрозионных форм рельефа. Даже присутствие на урезе воды случайных предметов - пней, бревен, валунов и т.п.

может вызвать повышенное накопление наносов и образование более или менее устойчивого и широкого пляжа, который затем заселяется ВВР.

Поскольку полевые съемки проводятся в отдельный короткий период существования динамической системы зарастающих водных объектов, как правило, без знания предистории ее развития, на реальных природных объектах крайне сложно оценить, что первично: накопление донных отложений и предотвращение размыва берегов в результате присутствия ВВР или растительность закрепились и распространилась на участке водного объекта, поскольку там была слабая гидродинамическая активность водных масс, благоприятствующая ее развитию, однако вызванная другими гидролого-морфологическими процессами. Поэтому, необходимо с большой степенью осторожности относиться к существованию простой линейной зависимости между речной морфодинамикой при меандрировании русел и прибрежной растительностью, что выражается в связи между коэффициентом эродированности и биомассой растений [Regussa, Camporeale, Ridolfi, 2007].

Процесс переформирования рельефа дна при воздействии потока воды является составной частью и следствием более общего процесса перемещения частиц грунта. Как известно, частицы в водном потоке могут находиться во взвешенном состоянии или передвигаться в придонной области путем сальтации, качения или влечения. Процентное отношение массы частиц, перемещающихся тем или иным путем, зависит от их состава и свойств, а также гидравлических характеристик потока.

Осаждение взвешенных частиц в зарослях прибрежной растительности формирует характерные микровалы, аналогичные прирусловым валам рек. Устойчивость и время существования валов зависят от состава донных отложений и характера ветро-волнового воздействия на данный участок отмели. Интенсивность высотного роста таких валов составляет до 20 см/год для тростниковых зарослей и до 9 см/год для других видов ВВР. Более высокая интенсивность роста микровалов в тростниках объясняется тем, что тростниковые заросли обычно имеют проективное покрытие более 80 %, растительность слабо подвержена ветро-волновому воздействию и влияет на осаждение взвешенных частиц круглый год.

Если куртины жесткой воздушно-водной растительности располагаются во взвесенесущем потоке, то уже на ранних стадиях развития фитоценоза происходит интенсивная фильтрация взвешенных частиц. Заросли ВВР трансформируют фоновые скорости течения воды. В зависимости от густоты растительности и скорости потока происходит фильтрация воды через заросли или их преимущественное обтекание. За куртиной образуется зона завихрения. Результирующая скорость в зоне завихрения значительно меньше фоновых скоростей (< 20 %) и может быть направлена против основного течения воды.

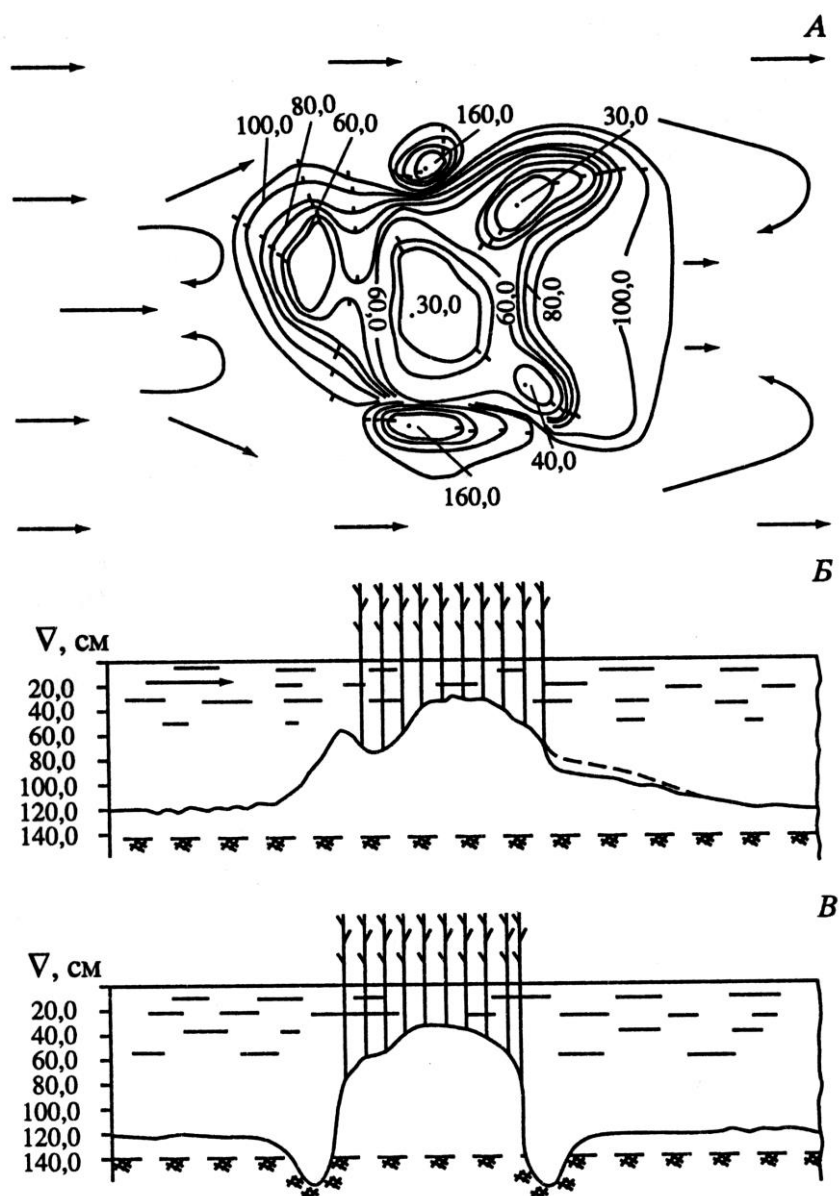


Рисунок 5.2. Аккумулятивная форма подводного рельефа, сформированная тростниковым фитоценозом

А – батиметрическая карта-схема; Б – продольный разрез куртины; В – поперечный разрез куртины

Если основная масса воды фильтруется через заросли ВВР, аккумулятивная форма образуется в границах фитоценоза (рисунок 5.2). В куртине происходит интенсивное осаждение наносов, в результате чего сообщества растительности имеют эллипсоидную обтекаемую форму с грядовым продольным профилем и зачатками двух кос в тыльной части. Для фитоценозов, расположенных в потоке воды максимальная скорость аккумуляции наносов была обнаружена в центральной части тростниковых куртин отмелой зоны устьевого взморья Волги

и составила 35-40 см/год. Для тыльных частей фитоценозов она составляла около 15-16 см/год, а фронтальных - 0-11 см/год.

В густых куртيناх вся ассоциация выступает как единое целое. Водоворотная зона образуется за всей куртиной, как за отдельным препятствием. Внутри куртины, из-за очень малых скоростей воды, водоворотная зона выражена слабо. Последнее явление приводит к тому, что основная масса взвешенных наносов оседает не в куртине, а за ней, образуя длинную косу, иногда выходящую на поверхность, и формируя характерный микрорельеф. Интенсивность образования подводных кос за куртинами ВВР составляет 0-9 см/год.

Стеснение потока густыми зарослями жесткой воздушно-водной ВВР может создать подпор воды и повышение скоростей течения между куртинами (рисунок 5.3). На таких участках, особенно во время паводков, скорости течения воды могут превышать неразмывающие для данного типа донных отложений, в результате чего возникают эрозионные промоины или бороздины. Глубина таких промоин в отмелой зоне устьевого взморья Волги достигает 0,6 м, а интенсивность эрозии – 9 см/год. Промоины имеют почти прямоугольное поперечное сечение. Такие же процессы наблюдаются в приливных маршах, когда даже временная потеря целостности растительного покрова приводит к формированию сети русел с дальнейшим разрушением и потерей экосистемы ветленда [Kirwan, Murray, Boyd, 2008] или во время экстремальных погодных явлений, таких как шторм, когда на внешнем крае устья происходит интенсивное переформирование рельефа дна и в целом береговой линии [Yang et al., 2003].

Наиболее сложные процессы динамики донных отложений наблюдаются на устьевых участках притоков. В зависимости от морфологических особенностей приемного водоема и его гидродинамических характеристик, а также количества поступающего грунтообразующего материала устьевые участки, как притоков озер и водохранилищ, так и морские устья рек, имеют общие закономерности развития и могут находиться в одной из следующих стадий [Байдин, 1971]: многорукавной дельты на конусе выноса наносов; озерно-плавневой; многорукавной внутренней дельты; однорукавного или малорукавного устья. Поступление в больших количествах питательных веществ и формирование плодородных грунтов порождают интенсивное зарастание большинства устьевых областей. Огромные плавневые массивы, занимающие десятки и тысячи квадратных километров, расположены в устьевых областях Волги, Кубани, Днепра, Печоры, Нила.

Пионерными устьевыми процессами является формирование конуса выноса, баровой отмели, устьевых кос и прирусловых валов (рисунок 5.4). В устьях небольших водотоков эти процессы выражены слабо и отчетливо проявляются только на крупных притоках озер, морских

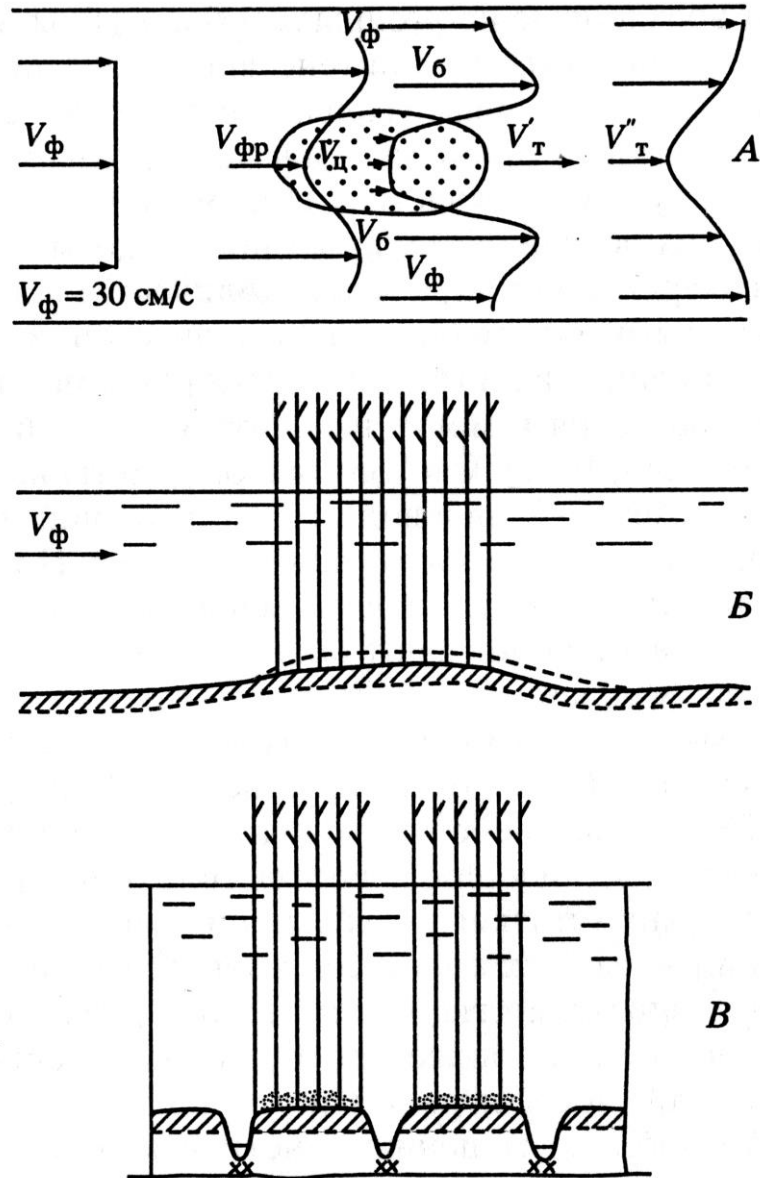


Рисунок 5.3. Формирование эрозионных промоин в результате стеснения потока зарослями тростника

А – трансформация эюр скоростей воды; Б – продольный разрез участка зарослей; В – поперечный разрез участка зарослей

устьях и зонах выклинивания подпора водохранилищ. Многие из этих процессов имеют сезонный характер, вызванный цикличностью гидрологического режима водотоков и приемного водоема, а также вегетационным периодом ВВР. При этом растительность играет важную роль во всех устьевых процессах: способствует гашению кинетической энергии речного потока и ветровых волн; задерживает взвешенные частицы; закрепляет отложения кос

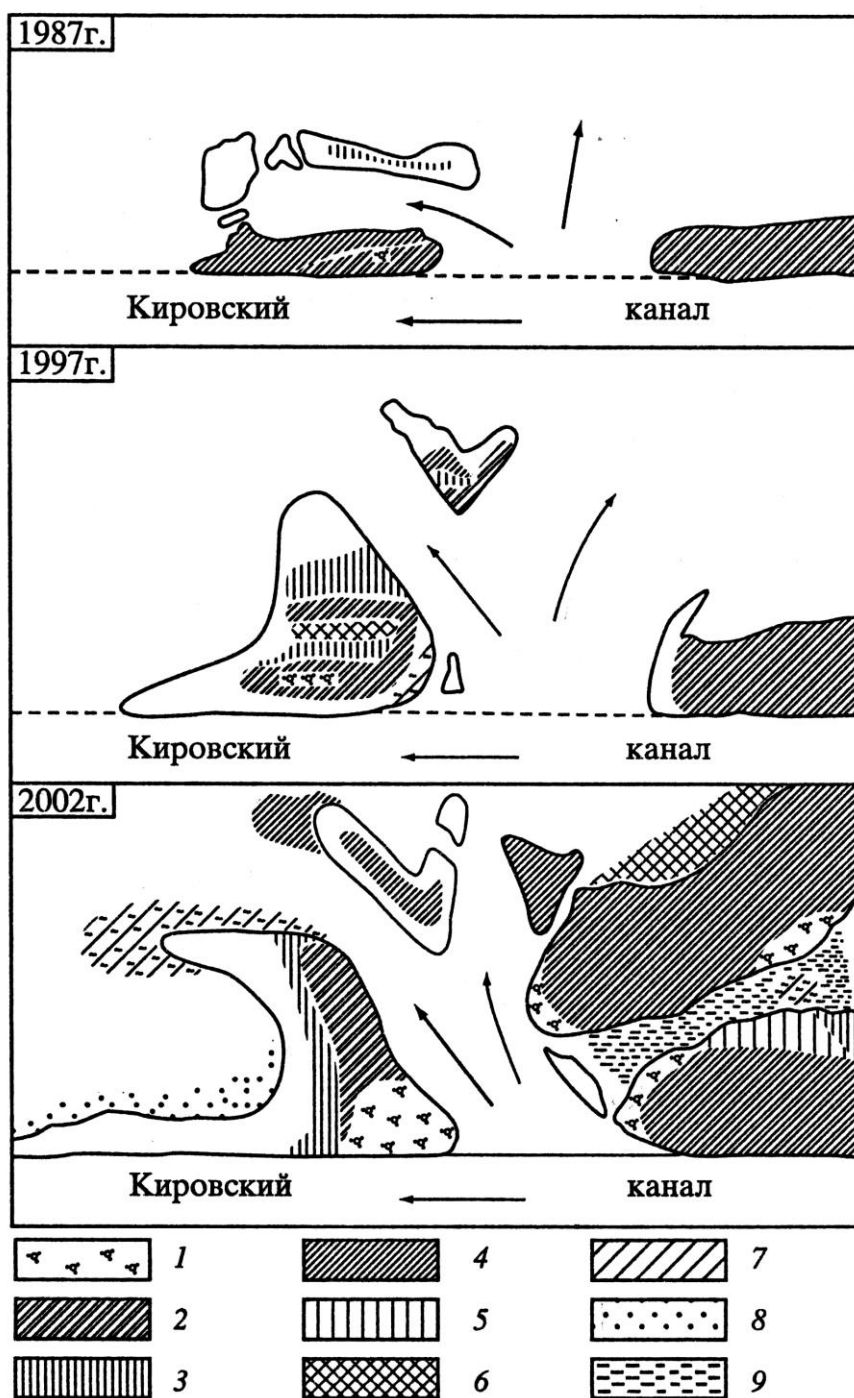


Рисунок 5.4. Развитие пионерной дельты в отмелой зоне устьевой взморья Волги

1 – ива; 2 – тростник обыкновенный; 3 – рогоз узколистный; 4 – ежеголовник прямой; 5 – сусак зонтичный; 6 – лотос орехоносный; 7 – рдест плавающий; 8 – валлиснерия; 9 – сальвиния

и баровых отмелей, тем самым, предотвращая их размыв и прорыв; является грунтообразующим материалом. Растительность может способствовать развитию или отмиранию дельтовых рукавов и перераспределению стока. В низовьях дельты Волги

наблюдаются случаи, когда из прошлогодних стеблей тростника в руслах протоков и ериков образуются почти глухие запруды, в результате чего эти водотоки полностью заиляются, зарастают и отмирают.

5.2. Типы донных отложений и их пространственная дифференциация

Роль особенностей пространственного распределения различных типов донных отложений и динамики составляющих их твердых частиц (с учетом фракционного состава, водно-физических характеристик, механической поглотительной способности, сорбционно-десорбционных свойств) в таких внутриводоемных процессах как самоочищение, вторичное загрязнение, накопление и переотложение загрязняющих веществ еще малоизучена. Однако в последнее время к вопросам гидролого-экологических исследований водоемов обращаются все чаще [Новиков, 1985; Носов, 1985; Сухоручкин, 1985; Тимченко, 1990а]. Обусловлено это, прежде всего, возрастающей антропогенной нагрузкой на водные объекты и необходимостью оценки их экологического состояния.

Автохтонный и аллохтонный материал, поступающий в чашу водоема, подвергается действию комплекса внутриводоемных процессов пока, существенно трансформировавшись, в том числе пройдя отсортировку по гидравлической крупности, не седиментирует окончательно, формируя участки залегания донных отложений различных типов, отличающихся по водно-физическим свойствам, гранулометрическому и химическому составу.

Степень зарастания, гидродинамическая активность водных масс, гидрографические особенности зарастающих водотоков и водоемов, а также физико-механические, минералогические и химические характеристики твердых частиц являются определяющими факторами дифференциации донных отложений. Мощность донных отложений может изменяться в широких пределах и в несколько раз превышать современную глубину озер [Богословский, 1960].

В основе большинства классификаций донных отложений лежит соотношение и сочетание минеральной и органической составляющих, а также преобладание того или иного элемента в их зольной (минеральной) части [Якушко, 1981]. Зарастающие водоемы относятся к водоемам-накопителям органического вещества, что особенно характерно для водоемов лесной зоны.

Закономерности и особенности пространственной дифференциации типов донных отложений для зарастающих и не зарастающих зон разнотипных водных объектов рассмотрим

на примере Иваньковского водохранилища и отмелой зоне устьевого взморья Волги. Для составления характеристики особенностей распределения различных типов донных отложений Иваньковского водохранилища нами использована классификация грунтов дна В.П.Курдина (1960), основой которой является процент содержания пелитовых. частиц размером <10 мкм и органического вещества с учетом их генезиса. Целесообразность использования данной классификации заключается в том, что с показателем содержания пелитовых частиц связан целый ряд не только водно-физических свойств, но и содержание некоторых химических элементов, в том числе и органического вещества [Liu et al., 1996].

По материалам грунтовой съемки нами составлена карта-схема распределения типов донных отложений Иваньковского водохранилища по состоянию на 2003 г. [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006], которая уточнялась в последующие годы, вплоть до настоящего времени. Всего на Иваньковском водохранилище было 248 основных станций отбора проб и измерений. На некоторых участках водоема для более детальных исследований создавалась локальная, более густая, сеть станций отбора проб.

Донные отложения Иваньковского водохранилища представлены первичными трансформированными грунтами (почвы обнаженные, разбухшие, заболоченные) и вторичными грунтами (песок, песок илистый, ил песчанистый серый, ил серый, ил переходный, ил торфянистый, отложения из макрофитов) (таблица 5.1). При составлении таблицы 5.1, кроме наших данных, были использованы материалы работ [Буторин, Зиминова, Курдин, 1975; Законнов, 1995; Курдин, 1961]

Таблица 5.1. Типы донных отложений Иваньковского водохранилища и некоторые их характеристики

Тип донных отложений	Глубина водоема при НПУ, м	Объемный вес (средние значения), г/см ³		
		натуральной влажности	воздушно сырой	абсолютно сухой
Почвы (разбухшие, заболоченные)	0-3	-	-	-
Песок	0-12	2,02	1,61	1,61
Илистый песок	3-16	1,62	1,02	1,01
Песчанистый серый ил	3-16	1,19	0,35	0,34
Серый ил	4-9	1,14	0,31	0,29
Торфянистый ил	0-3	1,05	0,15	0,14
Отложения из макрофитов	0-3	1,03	0,09	0,08

В общем случае для распределения донных грунтов водохранилища характерно чередование участков залегания песков, песчанистых отложений различной степени заиления и илов различной степени дисперсности от верховьев к плотине и от берегов и островных отмелей к затопленному руслу р. Волги. Однако, распределение донных отложений водохранилища, как и их образование, определяется, прежде всего, гидродинамической активностью водных масс, той ее формой, которая преобладает на данном участке водоема и составом грунтообразующего материала. Поэтому характер и закономерности распределения донных отложений Ивановского водохранилища необходимо рассматривать по отдельно взятым разнотипным участкам: Волжский плес, Ивановский плес и Шошинский плес, которые отличаются морфометрическими характеристиками, степенью и характером зарастания, видовым составом ВВР, факторами, вызывающими движение воды, абсолютными значениями и режимами скоростей течения воды, режимами волнения.

Узкий, вытянутый по бывшему руслу р. Волги Волжский плес имеет довольно устойчивый профиль дна, который определяется скоростями течения, главным образом в половодье. Тип и состав донных отложений на речном участке Волжского плеса постепенно меняется от крупно- и среднезернистого песка в районе г. Твери до песка илистого и ила песчанистого серого у затопленного устья р. Шоши. Последнее обусловлено уменьшением времени действия размывающих скоростей течения в указанном направлении и уменьшением абсолютного значения средней скорости течения, что способствует процессу седиментации. Это типичная для долинных водохранилищ зона выклинивания подпора.

Участок от г. Твери до д. Городня характеризует русловую часть водоема, где взвешенные частицы переносятся стоковыми течениями. Первичная аккумуляция поступающего в водоем материала происходит в русловой ложбине от д. Городня до о. Низовка и на правобережном и левобережном мелководных массивах. При этом в русловой ложбине задерживаются более крупные частицы, а на заостровных защищенных от ветровых волн пространствах формируются иловые отложения, переходящие в отложения из макрофитов, сплавины и прибрежные болота. Здесь же возможно повторное взмучивание и переотложение донного материала, а также поступление из донных отложений растворенных веществ. Взмучивание не происходит в полузакрытых заливах и на большинстве участков, заросших ВВР. Однако здесь накапливаются органические илы и загрязняющие вещества, наблюдается пониженное содержание растворенного в воде кислорода и рН. Затопленное озеро в районе д. Видогощи в настоящее время превратилось в сплавинно-болотный массив.

Ниже о. Низовка происходит резкое сужение водохранилища и увеличение скоростей стоковых течений. Русловую ложбину слагают пески различной степени заиленности. В районе

г. Конаково пески средне- и мелкозернистые сменяются илом песчанистым серым, так как обычно в этом районе выклинивается подпор воды при весеннем половодье. У устья р. Созь донные отложения также представлены песками, что обусловлено значительным уменьшением площади водного сечения за счет обширной отмели на правом берегу и как следствие увеличением скоростей течения воды. Дополнительными факторами формирования разнозернистых песков в этом районе являются первичные песчаные грунты мощностью до 17 м, оседание взвешенных частиц, приносимых р. Созь и регулярные работы по добыче песчано-гравийной смеси. В этом же районе в правобережной части Пльвучих островов происходит интенсивное накопление органических илов и отложений из макрофитов, сплавиннообразование и заболачивание прибрежной полосы.

По результатам грунтовых съемок на Иваньковском плесе в мелководной зоне открытой части водохранилища преобладает песок, песок илистый, ил песчанистый, а в закрытых от волнения заливах северной и южной частей плеса - торфянистый ил и отложения из макрофитов. В интервалах глубин от 3 м до 9 м преобладает ил песчанистый серый, а вся русловая ложбина (> 9 м) занята илом серым, мощность которого достигает 1,20 м [Законнов, 1995]. Здесь же, особенно в прирусловой части плеса, в интервале глубин 2-5 м имеют место плотные отложения из ракуши. Кроме того, в приплотинной части водоема встречаются многослойные донные отложения, что является результатом сложного взаимодействия процессов седиментации во время половодья при наполнении водохранилища и переотложения донного материала при взмучивании ветровыми и судовыми волнами, а также в результате работы гидротехнических сооружений (водосливная плотина, шлюзы).

Шошинский плес – затопленная пойма р. Шоши от её устья до с. Рязаново представляет собой сочетание открытых водных пространств и многочисленных островов, проток, заросших мелководий, часто переходящих в прибрежные болота, подтопленные при образовании водохранилища. Вследствие мелководности, наличия двух дамб (автодороги и железнодорожной насыпи), плес является своеобразным накопителем илистых донных отложений. В результате размывающего действия ветрового волнения на обширных незаросших мелководьях наблюдается формирование плотных песчаных и илистых грунтов. В русловой ложбине р. Шоши глубиной до 9,5 м накапливаются мелкодисперсные органические и минерализованные илы мощностью до 70 см. Правый и левый склоны русловой ложбины заняты песком и песком илистым. Многочисленные заостровные пространства активно зарастают ВВР, заполняются отложениями из макрофитов и торфянистым илом. В прибрежной полосе встречаются почвы разбухшие и заболоченные.

Верховья Шошинского плеса представляют собой сильно заболоченную и искусственно расчищенную территорию с множеством островов и зарослей. Ландшафт очень похож на плавневые массивы дельт крупных рек. Регулярная искусственная расчистка заиляющихся участков позволяет поддерживать оптимальный гидрохимический режим в районе. Только на некоторых участках (район островов Шалимово и Нихава) накопление органической массы снижает концентрации растворенного кислорода до предельно допустимых.

Реже встречаются переходные отложения между почвами и песком и между почвами и серым илом – песчанистый ил и илистый песок. Между торфянистым илом или отложениями из макрофитов и расположенными рядом грунтами встречаются участки с переходным илом, который по содержанию органического вещества (30-40 %) занимает промежуточное положение между серым (20-30 %) и торфянистым илом (40-70 %) [Буторин, Зиминова, Курдин, 1975]. Используя классификацию морских осадков, по механическому составу меньшая часть илистых отложений водохранилища относится к мелкоалевритовым, остальные – к крупноалевритовым илам.

Формирование донных отложений на мелководных зарастающих участках имеет ряд особенностей. В зонах выклинивания подпора и смешения устьев притоков, где наблюдается резкое падение скоростей движения воды и происходит седиментация мелкодисперсных частиц, формируются илы. Русло затопленного водотока и дно зоны проникновения волн слагает плотный мелкозернистый песок, иногда с илом. При значительном количестве взвешенных частиц в воде притока, возможно формирование баровой отмели. В некоторых случаях баровая отмель выходит на дневную поверхность, образуя остров. В прибрежной зоне шириной 5-20 м преобладают плотные илы.

Заросли ВВР соответствуют определенным биотопам. В прибрежной зоне доминируют осоки и манник водяной (*Glyceria aquatica*) с проективным покрытием $P = 70-90 \%$. Зону выклинивания подпора и смешения колонизируют погруженные виды и растения с плавающими листьями: кувшинка чисто-белая ($P = 20-25 \%$), кубышка желтая ($P = 5-10 \%$), рдест пронзеннолистный ($P = 40-50 \%$), рдест гребенчатый (5-10 %), реже элодея канадская, роголистник темно-зеленый и телорез алоэвидный. Хорошо выражена поясность в распределении фитоценозов и донных отложений. Отмершая погруженная растительность выносится в водохранилище, частично до начала ледостава, частично зимой. Воздушно-водная растительность начинает разлагаться после ледостава: весной и в начале лета. Ее остатки, большей частью, поступают в водохранилище и частично образуют илы прибрежной зоны.

Полузакрытые заливы Иваньковского водохранилища имеют площадь 0,07-0,25 км². На таких мелководьях доминирует телорез алоэвидный, имеющий проективное покрытие до 95 %

и занимающий центральную часть. Заросли телореза обрамляют ассоциации из манника водяного и осоки острой с общим проективным покрытием до 100 %. На выходных участках из заливов преобладают ассоциации погруженной растительности, видовой состав и проективное покрытие которой аналогичны устьевым мелководьям. Характерной особенностью полузакрытых заливов является накопление массы растительных остатков и их преимущественное разложение в пределах мелководья. Донные отложения представлены илами, иногда торфянистыми. Значительную часть акватории занимают сплавины.

Донные отложения открытых заливов распределены по зонам. В волнобойной зоне преобладают мелкозернистый песок и глина. К ним приурочены погруженные виды, преимущественно рдесты ($P = 30-40\%$). Растительность, как правило, не проходит полный цикл вегетации, а в конце августа - начале сентября, во время штормовых ветров, гибнет. Ближе к берегу, часто под прикрытием островов или ассоциаций жесткой воздушно-водной растительности на прирусловых валах, кроме рдестов ($P = 20-25\%$), появляются: кувшинка чисто-белая ($P = 10-15\%$), кубышка желтая ($P = 3-5\%$), хвощ приречной ($P = 2-5\%$), стрелолист стрелолистный ($P = 2-5\%$). В этой зоне существует наилок толщиной до 30 см. Толщина ила зависит от защищенности участка от воздействия ветровых и судовых волн. Ранней весной, после окончания ледостава, происходит активная ветро-волновая переработка, переотложение и вынос части ила за границы мелководья. Донные отложения и растительность прибрежной зоны открытых заливов мало отличаются от аналогичных зон других типов мелководий.

Мелководные массивы на бывшей пойме занимают наибольшую площадь. Ширина мелководий может достигать до 1,2 км, длина - 10 км и более. Глубина и скорость течения воды тесно связаны с транзитным потоком. Средняя глубина воды 0,8 м. Даже небольшие колебания уровня воды в водохранилище обнажают множество островов. Скорость движения воды зависит от глубины, зарастаемости, удаления от транзитного потока и в штилевую погоду имеет эпюру, характерную для пойменных массивов равнинных рек.

Донные отложения слагают хорошо промытый мелкозернистый песок и глина. Только в прибрежной зоне, куда не достигают ветровые волны и течение воды отсутствует, формируются илистые грунты. Преобладает жесткая воздушно-водная растительность, в основном, камыш озерный, манник водяной и тростник обыкновенный. Растительность расположена отдельными куртинами овальной формы (площадь 0,001-0,025 км²) с проективным покрытием в куртине 80-100 %. Погруженная растительность и растительность с плавающими листьями встречаются небольшими пятнами возле островов. Общим для растительности пойменных мелководий является мозаичность распределения с постепенным сгущением пятен от транзитного потока к берегу и переходом в крепи прибрежной зоны. После окончания вегетационного периода,

надземные части растительности срываются и уносятся течением воды (плавающим льдом во время ледохода), иногда образуя сплавины.

На прибрежных отмелях в штилевую погоду и при слабом ветре движение воды направлено по стоковым течениям и имеет эпюру, характерную для речных прибрежных отмелей. При ветровом волнении происходит интенсивная переработка отмели. Донные отложения состоят из песка различной крупности и степени сортировки. ВВР представлена тростником обыкновенным ($P = 70-90 \%$), рдестом гребенчатым ($P = 20-30 \%$), манником водяным, сусаком зонтичным ($P = 1-2 \%$).

С зарастанием участков водоема тесно связаны процессы илонакопления. Если в первые 20 лет существования водоема в донных отложениях доминировали различные виды трансформированных почв (обнаженные, разбухшие, заболоченные), то в последующие годы доля затопленных почв резко сократилась и в настоящее время составляет не более 1 % (таблица 5.2). В целом, по Иваньковскому водохранилищу по сравнению с результатами грунтовой съемки 1990 г. [Законнов, 1995] увеличились площади занятые илистыми донными отложениями (от 31 до 51 %), илом торфянистым и отложениями из макрофитов (от 9 до 14 %). С учетом илистого песка, в настоящее время илистые грунты составляют около 80 % донных отложений водоема. Особенно интенсивно процесс заиления происходит в русловой ложбине Иваньковского плеса.

Таблица 5.2. Площади донных отложений, %, в разные годы существования Иваньковского водохранилища

Тип отложений	1957	1968	1976	1990	2005
Почвы	41	7	9	11	1
Песок, илистый песок	10	30	32	49	34
Песчанистый ил, серый ил	45	52	55	31	51
Торфянистый ил, отложения из макрофитов	4	11	4	9	14

Примечание. За период 1957-90 гг. – данные [Законнов, 1995].

Что касается формирования и распределения донных отложений отмелей зоны устьевого взморья Волги, то несмотря на различное происхождение по сравнению с грунтами Иваньковского водохранилища, их современная пространственная дифференциация определяется теми же факторами: гидродинамической активностью водных масс и степенью зарастания ВВР.

По данным бурения, проведенным в разное время, начиная с 1929 г., в основе авандельтовой террасы залегают древние хвалынские отложения [Белевич, 1958; Рогов, 1986; Розен, 1929]. Их перекрывают более молодые грунты как речного, так и морского происхождения, часто не связанные с современными процессами осадкообразования. Мощность современных отложений определяется амплитудой колебания древнего рельефа. Последний иногда, имеет выходы на дневную поверхность, образуя подводные отмели и острова.

Верхний слой авандельтовых грунтов имеет сезонную и многолетнюю динамику, вызванную изменениями внешних условий. До зарегулирования стока Волги отложения, выходящие на дневную поверхность, в основном, были представлены пылеватыми песками. Мелкие пески встречались реже и, как правило, были приурочены к хорошо проточным местам, например, бороздинам. Глинистый песок, супесь, суглинок, глина в верхнем слое грунта расположены отдельными пятнами и не играют существенной роли.

После зарегулирования стока р. Волги, особенно строительства Волгоградской ГЭС, произошли качественные изменения в процессе образования отложений в сторону увеличения процентного отношения мелких фракций, поскольку более крупные фракции перехватывались плотинами и формировали грунты водохранилищ. В отмелой зоне устьевого взморья Волги началось интенсивное формирование илистых грунтов.

В настоящее время илы мощностью от 1 до 20 см занимают верхний слой отложений почти по всей территории отмелого взморья и отсутствуют лишь в районе Волго-Каспийского канала и развитых стоковых течений. В слабопроточных массивах тростника в центральной части отмелой зоны могут формироваться жидкие органические илы мощностью до 1 м. По нашим данным, общие запасы илов в отмелой зоне в настоящее время составляют около 1,7 млрд. т. Илы подстилаются иловатыми и пылеватыми песками. Во всех слоях встречаются включения битой ракуши и растительных остатков (рисунок 5.5). В то же время в зарослях ВВР на прибрежных отмелях, прирусловых валах, косах, подверженных, интенсивному ветроволновому воздействию, отлагается хорошо промытый песок. Плотность частиц песчаного грунта равна 2,46-2,65 г/см³, а плотность смеси в естественном залегании - 1,10-1,32 г/см³.

Наблюдается четко выраженная слоистая структура низменных, периодически затапливаемых, островов. Выполненное нами обследование островов показало, что мощность однородных слоев колеблется от 0 до 5 см. Слои часто залегают в виде линз. Наибольшую толщину слоя намыва (5 см) за половодье 1987 г. отмечено в лобовой части островов. Толщина слоя в форме полумесяца постепенно уменьшается до нуля в глубине островов. Переотложение донных наносов, как правило, имеет локальный характер и вызвано сильными осенними

ветрами после гибели части мягкой ВВР, а также во время ледохода, что усиливает мозаичность пространственного распределения грунтов.

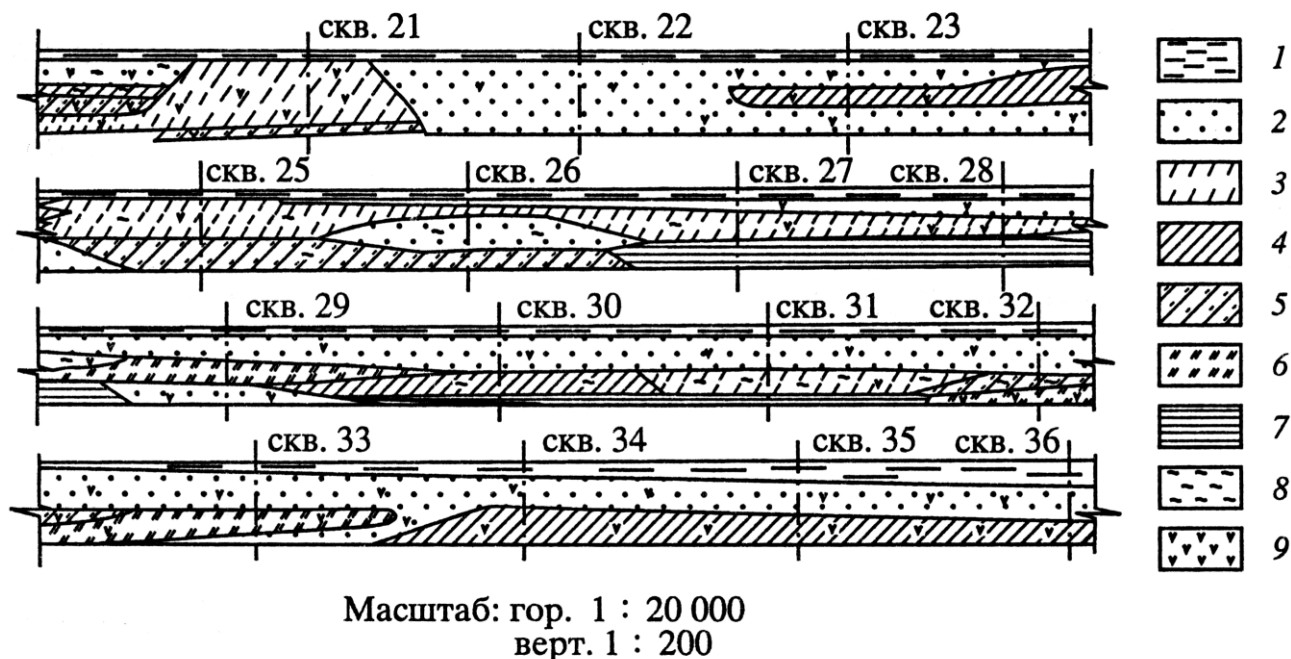


Рисунок 5.5. Геологический разрез по Колочному банку дельты Волги (по данным Астраханского отделения института «Гидрорыбпроект»)

1 – вода; 2 – песок пылеватый; 3 – супесь; 4-6 – суглинок, соответственно тяжелый, средний и легкий; 7 – глина; 8 – ил; 9 – ракуша

По результатам неглубокого бурения вдоль трасс каналов, на глубине 1-2 м от поверхности дна взморья залегают, преимущественно, средние и тяжелые суглинки. При строительстве каналов эти пласты были вскрыты и слагают ложе последних. На некоторых участках каналов залегают мелкозернистые заиленные пески и хвалынские глины. Из общей схемы выпадает Волго-Каспийский канал, ложе которого сложено мелкозернистыми песками.

5.3. Гранулометрический состав

Донные отложения как гетерогенная система состоят из частиц различной крупности, присутствие которых в определенной пропорции является результатом седиментации и трансседиментации вещества, поступающего из различных источников [Новиков, 1985]. От

гранулометрического состава зависят плотность и влагоемкость донных отложений, определяющие способность грунтов к водообмену. Водообмен влияет на скорость химических реакций, процессы физико-химического обмена и ряд биологических процессов в грунтах [Паламарчук, 1972а].

Основным фактором сортировки грунтообразующего материала является гидродинамическая активность водных масс. В связи с этим в зарастающих водотоках распределение гранулометрического состава донных отложений более контрастное, чем в водоемах. Проточную часть водотока обычно слагают крупные частицы, а на зарастающих участках отлагаются мелкодисперсные, часто, органического происхождения. При этом отложения из макрофитов характеризуются размерами частиц, образовавшихся при измельчении массы растительных остатков в результате ее разложения, поскольку в процессе своего формирования эти грунты слабо подвержены механическому воздействию воды. Гранулометрический состав зарастающих зон может иметь сезонную динамику, вызванную колебанием гидравлических характеристик водотока, составом и состоянием растительности. В период половодья при повышении уровня и скоростей движения воды возможно интенсивное вымывание мелкодисперсных частиц и остатков ВВР. На спаде гидрографа и в межень, наоборот, происходит накопление мелких частиц в зарастающих зонах. Этому способствуют побеги и заросли новой растительности, которая к этому времени успевает создать значительное сопротивление движению воды.

В озерах гранулометрический состав донных отложений более однородный для зарастающих и незаросших участков. Важное значение имеет степень зарастания озера. Если большую часть озера занимают сплавины и отложения из макрофитов наблюдается очень низкая отсортированность грунтов, график распределения фракционного состава которых имеет несколько пиков. Значительную часть грунта составляют крупные обломки неразложившихся и полуразложившихся стеблей воздушно-водной растительности, преимущественно тростника.

Совсем иная картина складывается на ранних стадиях зарастания озерных котловин. В этом случае доминирующим фактором является ветро-волновое воздействие на дно и берега водоема, в результате чего на прибрежных отмелях откладывается хорошо отсортированный песок, а в зарослях ВВР – мелкодисперсные илы, которые могут иметь сезонную динамику, вызванную цикличностью развития ВВР. Для незаросших участков крупность донных отложений убывает от берега к центральной части озерной котловины, а для заросших – от границы зарослей к берегам, и, только относительно узкая полоса прибрежных зарослей, где

формируются грунты аллохтонного происхождения, состоит преимущественно их крупных частиц, включая крупный песок, галечник и валуны.

Эти же закономерности характерны для эфемерных водоемов и небольших ветлендов, таких как, исследованный нами, ветленд Мак-Кей. Анализ гранулометрического состава для 15 станций отбора проб на 1-6 горизонтах с общей глубиной до 30 см показал, что для этого ветленда в 80 % случаев верхний слой донных отложений (3-5 см) имеет фракции < 2,0 мм с переменным преобладанием частиц в диапазонах 2,00-0,25 мм и 0,25-0,063 мм, доля которых на разных станциях и слоях может достигать 59,6 % и 55,7 % соответственно. Характерно, что в местах произрастания ВВР различных видов локально возрастала доля фракций < 0,063 мм (до величины 42,0-50,0 %).

Для водохранилищ как искусственных водоемов дифференциация гранулометрического состава донных отложений более сложная и, в зависимости от морфологических особенностей и степени зарастания, на различных участках может иметь характерные черты водотоков и водоемов. Так, в верховьях зарастающих долинных водохранилищ гранулометрический состав донных отложений мало отличается от такового в аналогичных водотоках этой природно-климатической зоны. С движением к подпорному сооружению распределение донных отложений все более приобретает черты, характерные для озер. В озерных и озеровидных водохранилищах донные отложения аналогичны озерным отложениям. Существенной особенностью является лишь влияние искусственного регулирования уровня воды, что приводит к изменению связанных с ним гидродинамических процессов, определяющих литологию донных отложений.

Рассмотрим изменение гранулометрического состава донных отложений на различных зарастающих участках р. Волги и структурных элементах ее гидрографической сети. Как уже было отмечено, самым заросшим из волжских водохранилищ является Иваньковское. Наши исследования и анализ работ других авторов [Буторин, Зиминова, Курдин, 1975] показывает, что в донных отложениях водохранилища в большинстве случаев отсутствуют частицы крупнее 0,5 мм. Исключение составляют отдельные участки в верховье Волжского плеса, где сохраняются крупные пески на участках русла, хорошо промываемых в половодье. Наносы крупностью 0,5-1,0 мм составляют больше половины влекомых частиц. Эти же фракции доминируют в крупных песках верховьев водохранилища. Содержание частиц крупнее 1,0 мм не превышает 23 %. Во взвешенных наносах незарегулированного участка р. Волги частицы крупнее 0,5 мм составляют не более 16,1 % при самом крупном общем составе наносов. Для всех фаз гидрологического режима основную массу взвешенных веществ, поступающих в водоем, составляют частицы 0,01-0,2 мм. Эти же частицы формируют отложения из

песчанистого серого ила, преобладающего в водохранилище. При этом частицы размером 0,01-0,1 мм составляют около 60-80 % грунта (таблица 5.3).

Изменение механического состава донных отложений от верховьев к плотине и от заболоченных берегов к фарватеру происходит постепенно. Анализ фракционного состава различных типов донных отложений Иваньковского водохранилища показывает, что существенных различий в сортировке донных отложений отдельных плесов водохранилища не наблюдается. Наиболее неоднородный состав свойственен пескам илистым и илам песчаным серым. Особенно слабо отсортированы илы песчаные, для которых нередко характерна двухвершинная диаграмма содержания фракций. Наилучшая отсортированность свойственна пескам береговых и островных отмелей, подвергшихся, в силу своего расположения, интенсивному гидродинамическому воздействию водных масс.

Для разных плесов водоема один и тот же тип донных отложений имеет разное процентное содержание частиц одинаковой крупности. Содержание мелкодисперсной фракции с размером частиц < 10 мкм в илистых донных отложениях Иваньковского плеса может составлять до 54 % (ил серый), Шошинского плеса - до 35 % (ил переходный, ил торфянистый), Волжского плеса - до 25% (ил песчаный серый). Следует отметить, что содержание мелкодисперсной пелитовой фракции является очень важным показателем, с которым связаны величина их удельной внутренней поверхности, число свободных ионных связей, возникающих на гранях твердых частиц. Общих закономерностей в формировании гранулометрического состава различных типов донных отложений, в зависимости от глубины их залегания в слое, обнаружить не удалось.

Значения коэффициента асимметрии различных типов донных отложений Иваньковского водохранилища, за редким исключением, меньше единицы [Буторин, Зиминова, Курдин, 1975]. Это означает, что максимальное содержание фракций находится в половине, состоящей из частиц крупнее медианного диаметра. Величина медианного диаметра у крупного песка превышает 0,5 мм, а у илистых грунтов колеблется около 0,05 мм. Модуль крупности песков находится в пределах 0,9-2,8 при среднем значении 1,8. Содержание пылеватых и глинистых частиц в песке – 0,1-6,8 % (среднее значение – 1,8 %). По минералогическому составу пески в основном кварцево-полевошпатовые. Содержание кремния – 0,4 %, халцедона – единичные знаки, слюды – следы.

Создание каскада водохранилищ на р. Волге привело к изменению гранулометрического состава ее низовий. Увеличилось процентное содержание мелких частиц. В настоящее время в составе русловых отложений Нижней Волги преобладают мелкие и средние пески со средним диаметром 0,11-0,15 мм. В мелких песках отмелей зоны устьевого взморья преобладают

Таблица 5.3. Характерные показатели гранулометрического состава (%) донных отложений Иваньковского водохранилища (звездочкой отмечена сумма фракций меньше 0,01 мм)

Тип донных отложений	Глубина воды при НПУ, м	Пределы фракций, мм								
		1,0	1,0-0,5	0,5-0,2	0,2-0,1	0,1-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001
Волжский плес										
Песок	8,0	9,8	48,8	37,6	0,4	0,5	1,0	1,9*		
Песок илистый	1,2	-	8,0	30,7	22,2	11,2	18,7	6,2	3,0	-
Ил песчанистый серый	2,0	-	-	следы	5,8	47,8	28,3	13,3	4,0	0,8
Ил серый	3,5	-	следы	0,5	4,8	23,5	39,5	18,5	6,0	7,2
Почвы (разбухшие, обнаженные, заболоченные)	2,0	-	следы	0,8	21,2	44,0	25,0	7,3	1,7	-
Иваньковский плес										
Песок	2,0	3,8	57,7	35,0	0,7	0,8	1,2	0,8*		
Песок илистый	5,0	-	5,7	26,3	28,8	13,0	17,0	6,0	3,2	следы
Ил песчанистый серый	5,0	-	следы	2,4	10,2	36,8	20,4	22,8	6,8	0,6
Ил серый	3,0	-	1,0	5,2	10,0	30,2	22,5	25,8	4,0	1,3
Ил переходный	4,0	-	-	следы	6,8	42,2	32,0	12,0	5,5	1,5
Ил торфянистый	1,5	-	следы	8,2	13,2	22,6	21,2	24,4	7,2	3,2
Отложения из макрофитов	1,5	-	-	2,2	4,2	7,0	55,3	31,3*		
Почвы (разбухшие, обнаженные, заболоченные)	2,0	-	следы	0,6	22,2	45,0	24,7	5,5	2,0	-

Таблица 5.3. (окончание)

Тип донных отложений	Глубина воды при НПУ, м	Пределы фракций, мм								
		1,0	1,0-0,5	0,5-0,2	0,2-0,1	0,1-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001
Шошинский плес										
Песок	2,0	17,2	43,8	23,5	3,2	1,8	3,5	7,0*		
Песок илистый	1,5	-	3,2	20,8	33,5	17,0	15,2	5,8	4,0	0,5
Ил песчанистый серый	3,0	-	следы	0,3	10,2	36,0	28,6	22,8	1,5	0,6
Ил серый	2,0	-	следы	0,5	4,5	22,2	38,6	20,0	5,0	9,2
Ил переходный	1,5	-	следы	0,8	7,2	40,0	33,5	12,0	5,5	1,0
Ил торфянистый	3,0	-	следы	8,8	11,8	23,0	22,0	24,2	8,1	2,1
Отложения из макрофитов	2,0	-	следы	2,0	9,6	35,0	19,8	23,6	8,0	2,0

фракции 0,1-1,0 мм, которые, при хорошей сортированности материала, составляют около 90 % объема песка. В целом в большинстве приповерхностных грунтов отмелой зоны преобладают фракции 0,1-0,05 мм, которые составляют до 95 % их гранулометрического состава. Значительно меньше процентное содержание фракций 0,05-0,01 мм. Частицы, менее 0,01 мм, преобладают только у связных грунтов и илов. Последние, как правило, приурочены к зарослям ВВР. Наблюдается обратная связь между крупностью частиц донных отложений, возникших после формирования растительного покрова и степенью задержания ВВР наносов. Чем больше зернистость грунта – тем меньше взвеси задерживается растительностью. В илах тростниковых крепей среднее содержание частиц размером <0,25 мм составляет 82 %, а частиц размером 0,1-0,25 мм – 59 %. При этом >10 % составляют частицы размером 0,01-0,05 мм.

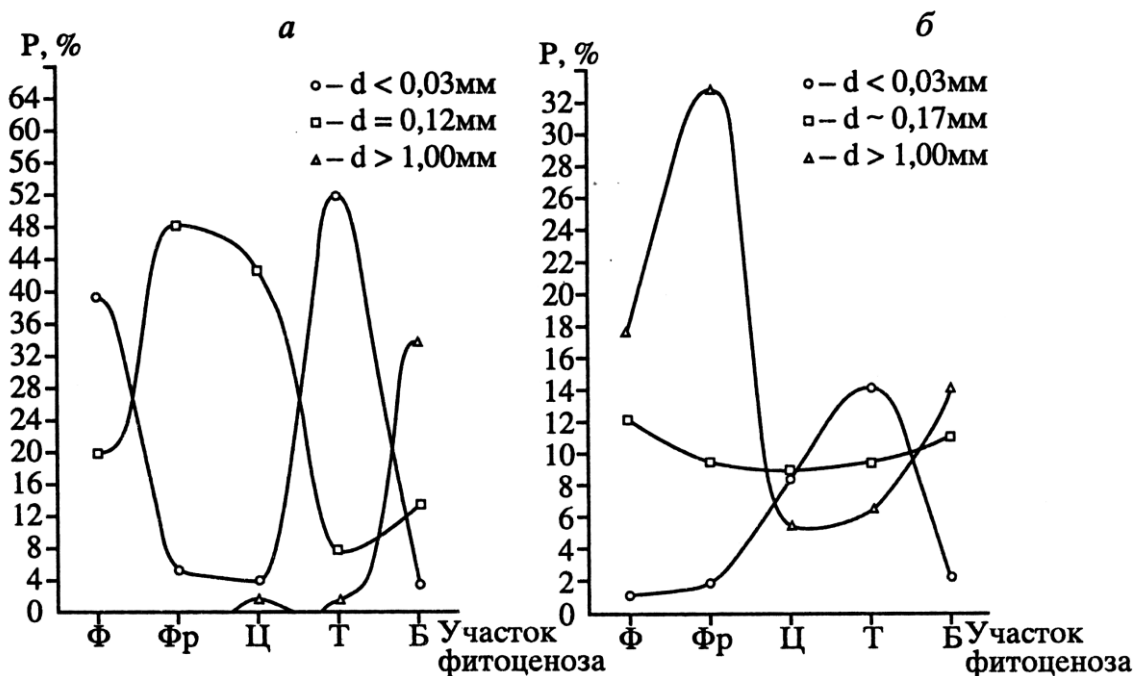


Рисунок 5.6. Сортировка донных отложений под влиянием тростниковых куртин, находящихся в районе Белинского банка (а) (низовья дельты Волги) и в отмелой зоне устьевого взморья Волги (б)

Ф – фон; Фр, Ц, Т, Б – участки фитоценоза, соответственно фронтальный, центральный, тыльный и боковой

Кроме общих закономерностей формирования гранулометрического состава донных отложений зарастающих водотоков и водоемов, на отдельных зарастающих участках наблюдаются локальные особенности, вызванные особенностями динамики водных масс. Под

действием жесткой воздушно-водной растительности происходит интенсивная сортировка грунтового материала. В зависимости от гидродинамических особенностей участка водоема во фронтальной, центральной, тыльной и боковых частях фитоценоза отлагаются частицы определенной крупности (рисунок 5.6). Так во фронтальной части фитоценозов откладываются частицы со средним диаметром около 0,15 мм, тогда как в тыловой части средний диаметр частиц составляет менее 0,03 мм.

5.4. Водно-физические свойства

Одной из наиболее важных констант физических свойств донных отложений является их удельный вес (таблица 5.4). Различают удельный вес минеральной составляющей грунта, определяемый по прокаленному остатку, и удельный вес грунта в естественном состоянии. Удельный вес минеральной составляющей отложений изменяется незначительно по типам отложений и составляет 2,5-2,7 г/см³. Это связано с тем, что минеральная составляющая донных отложений формируется из близкого по минералогическому составу вещества. В естественном состоянии удельный вес грунтов имеет несколько меньшие значения, поскольку в составе образцов сохраняется органическое вещество. При этом в песках разность удельного веса естественной и прокаленной пробы невелика, а в илах и отложениях из макрофитов наблюдается уменьшение в 1,5-1,7 раза. Для различных типов донных грунтов Иваньковского водохранилища средние значения их удельного веса в естественном состоянии изменяются от 2,61-2,73 г/см³ (песок крупнозернистый) до 1,56-1,60 г/см³ (ил торфянистый, отложения из макрофитов). Аналогичные значения получены для донных отложений днепровских водохранилищ. Выявлена достаточно четкая зависимость средней плотности отложений днепровских водохранилищ от ППП [Новиков, 1985]. Подобные зависимости установлены для широкого спектра грунтов осадочного происхождения: отложений, грунтов поймы, стариц, болот и речных песков [Еськов, Митропольский, 1978]. Накопление органического вещества снижает общую среднюю плотность отложений, что способствует включению их в процесс взмучивания и трансседиментации. Параллельное определение удельного веса в естественном состоянии и в прокаленных образцах дает возможность оценить средний удельный вес органического вещества, входящего в состав отложений.

Плотность укладки частиц твердого вещества донных отложений в естественном состоянии характеризуется их объемным весом и естественной влажностью (таблица 5.5). При этом естественная влажность отражает соотношение массы воды и твердого вещества в единице

Таблица 5.4. Средние значения водно-физических показателей донных отложений на характерных участках зарастающих водных объектов

№ п/п	Объект, характеристика участка	Грунт	Удельный вес, г/см ³	Объемный вес абсолютно сухого состояния, г/см ³	Гигроскопическая влажность, %
1	оз. Вселуг (незаросший участок)	Ил	-	-	1,0
2	оз. Пено (незаросший участок)	Ил	-	-	1,1
3	Иваньковское водохранилище				
3а	Зона выклинивания подпора				
	Русловая ложбина	Илистый песок	2,61	1,07	2,5
	Незаросшие участки заливов	Ил серый	2,63	0,30	4,3
	Заросшие участки:				
	Тростник обыкновенный	Ил песчанистый	2,57	1,11	2,3
	Манник большой	Ил песчанистый	2,62	-	2,7
	Хвоц приречной	Песок илистый	2,61	1,13	2,3
	Телорез алоэвидный	Ил песчанистый	2,42	-	1,8
	Роголистник темно-зеленый	Ил торфянистый	2,51	0,21	5,0
	Гречиха земноводная	Ил песчанистый	2,52	-	1,9
3б	Приплотинный плес				
	Русловая ложбина	Песок илистый	2,51	1,52	0,8
	Глубоководный участок	Песок илистый	2,61	1,02	0,1
	Незаросшие участки заливов	Ил переходный	2,57	0,25	4,7
	Заросшие участки:				
	Сплавина	Отложения из макрофитов	1,56	0,09	13,3
	Манник большой	Ил песчанистый	2,52	0,96	2,7
4	Кременчугское водохранилище [Мелководья Кременчугского водохранилища, 1979]				
	Открытые мелководья	Ил	2,66	1,68	-
	Заросшие мелководья	Ил	2,58	1,32	-

Таблица 5.4. (окончание)

№ п/п	Объект, характеристика участка	Грунт	Удельный вес, г/см ³	Объемный вес абсолютно сухого состояния, г/см ³	Гигроскопическая влажность, %
5	Нижняя Волга				
5а	Коренное русло	Песок средний	2,69	1,25	1,9
5б	Рукава дельты	Песок мелкий	2,85	0,85	3,5
5в	Отмелая зона устьевого взморья				
	Незаросшие мелководья	Песок мелкий	2,68	0,97	1,7
	Каналы	Песок мелкий	2,77	1,38	1,4
	Заросшие участки	Ил	1,85	-	2,5

Таблица 5.5. Содержание воды в донных отложениях Иваньковского водохранилища, %

Тип грунта	Естественная влажность	Гигроскопическая влажность	Максимальная молекулярная влагоемкость
Песок крупнозернистый	14-26	0,1-0,2	0,9-1,9
Песок средне- и мелкозернистый	20-42	1-2	4,8-7,5
Песок илистый	31-77	2-4	8,9-14,4
Ил песчанистый	42-144	4-9	15,7-35,4
Ил торфянистый и отложения из макрофитов	31-353	10-15	55,6-61,5

объема, а объемный вес донных отложений представляет собой отношение веса образца отложений к его объему, включая поры. Объемный вес является важной характеристикой, которую необходимо знать при расчетах заиления водохранилищ.

В зависимости от гранулометрического состава наносов, длительности периода накопления и высоты слоя отложений, а также содержания органических веществ, величины объемного веса рек и водоемов колеблются от 0,40 до 2,40 г/см³ [Петухова, 1966]. Так, к примеру, объемный вес различных типов донных отложений Иваньковского водохранилища изменяется в пределах от 2,02 г/см³ (песок) до 1,03 г/см³ (отложения из макрофитов) при натуральной влажности и от 1,53-1,68 г/см³ (песок) до 0,14 г/см³ (ил торфянистый) для абсолютно сухого состояния. Наоборот, естественная влажность грунтов закономерно увеличивается от песков к илам, причем в илистых донных отложениях количество воды содержащейся в грунте соизмеримо с массой твердого вещества, а в торфе и отложениях из

макрофитов масса воды может существенно превышать количество твердого вещества. Удержанию воды в органических грунтах способствует, как сама пористая структура грунтов, так и структура органического вещества, входящего в их состав. При этом органическое вещество растительного происхождения имеет большую влагоемкость, чем животного.

Постепенное уплотнение грунтового материала с глубиной в результате давления вышележащих слоев, уменьшения поступления органических веществ и их постепенного разложения, а также в результате снижения гидродинамической активности водных масс приводит к тому, что вышележащие слои грунта имеют большую влажность, которая возрастает от песков к илам и отложениям из макрофитов. Дополнительными факторами разрыхления верхнего слоя донных отложений могут быть периодическое взмучивание грунтов в результате ветро-волнового воздействия и жизнедеятельность бентосных организмов. Несколько иные причины повышенной влажности грунтов в некоторых глубоководных частях водоемов. Здесь доминирующими факторами являются накопление мелкодисперсных частиц, часто органического происхождения, на фоне слабой гидродинамической активности водных масс, и общее повышенное содержание органического вещества при замедленных темпах его минерализации, чему способствуют слабое перемешивание и анаэробные условия разложения органики. Таким образом, объемная структура и условия формирования естественной влажности (удержания воды в поровом пространстве) различных типов грунтов могут существенно различаться. Отсюда могут быть существенно различными физические условия формирования химического состава твердой фазы и поровых вод донных отложений при прочих равных условиях поступления химических веществ.

Содержание гигроскопической воды в донных отложениях является одной из характеристик их валового состава. Анализ результатов лабораторных исследований показывает, что процент содержания гигроскопической воды зависит от количества гумуса (коэффициент корреляции 0,81) и мелкодисперсных илистых частиц (коэффициент корреляции 0,85) в составе донных отложений, что может служить косвенным показателем их гранулометрического состава. Содержание гигроскопической влажности в донных отложениях изменяется в широких пределах. Так, для Иваньковского водохранилища гигроскопическая влажность изменяется от 0,1 % в песках (устье р. Созь) до 15 % в иле торфянистом и отложениях из макрофитов (Федоровский, Коровинский заливы).

Кроме гравитационной воды, которую характеризует влажность донных отложений, существует вода, достаточно прочно связанная в структуре вещества отложений и не удаляемая обычными методами сушки образцов. Часть этой воды сорбируется на поверхности твердых частиц, нередко образуя химические связи с диполями молекул. В этом случае, чем дисперснее

состав отложений и больше внутренняя поверхность, тем больше площадь, на которой возможна сорбция воды. Кроме того, возможно закрепление части воды в структуре органоминеральных комплексов [Новиков, 1985].

Сравнительный анализ средних и предельных значений водно-физических характеристик зарастающих участков Верхней и Нижней Волги показывает, что, несмотря на различное происхождение и условия формирования, основные типы донных отложений имеют сходные показатели. Наиболее однородной и устойчивой характеристикой является удельный вес донных отложений, значения которого слабо изменяются, как для отдельных типов грунтов, так и по акватории водных объектов.

Обобщение всех данных, касающихся водно-физических свойств донных отложений зарастающих водных объектов, дает возможность сделать вывод, что эти свойства не могут быть обусловлены подавляющим влиянием какого-либо фактора, так как они зависят от комплекса условий, в которых происходит формирование отложений. Исследование колонок грунтов дна Иваньковского водохранилища, показало, что для песчаных отложений формируется обратная стратификация их объемного веса, определяющим параметром которого служит или время существования водоема, или мощность слоя отложений. Для илистых отложений этого же водохранилища (приплотинная часть Иваньковского плеса, Шошинский плес) также характерно послойное уплотнение илов с глубиной, однако, в отдельных слоях обнаружено некоторое уменьшение значений этого показателя, обусловленное повышением содержания органического вещества. При исследовании колонок грунтов дна днепровских водохранилищ Б.И.Новиковым [1985] было установлено, что уплотнение илов становится практически определяемым при мощности слоя донных отложений больше 20 см.

5.5. Обменные катионы и ионы водорастворимых солей

Поступивший на дно водоема грунтообразующий материал со временем существенно изменяется под влиянием процессов диагенеза. Важным свойством донных отложений является физико-химическая поглотительная способность, присущая различным по генезису терригенным грунтам. Это свойство грунтов поглощать и обменивать с окружающей средой (водой, грунтовым раствором) катионы и анионы. Такой вид поглотительной способности обеспечивается в основном мелкодисперсной частью донных отложений [Паламарчук, 19726]. Роль обменных катионов и ионов водорастворимых солей в циркуляции веществ в системе донные отложения - водные массы различна. Водорастворимые катионы и анионы входят в

состав водорастворимых солей, перемещение которых в системе обусловлено диффузионными процессами. Таким образом, водорастворимые ионы определяют физический компонент процесса обмена. Обменные катионы, являясь подвижной формой ионов в грунтах, обладают способностью химического взаимозамещения в различных солях, в результате чего происходит их закрепление в составе отложений или переход в растворенное состояние, то есть они представляют химический компонент общего процесса обмена [Новиков, 1985]. Наибольшее значение имеет катионный обмен. Он обусловлен наличием нескомпенсированного отрицательного заряда на поверхностях кристаллических решёток из-за замещения Si^{4+} на Al^{3+} или ионами более низкой валентности. Необменно-поглощенные катионы прочно фиксируются грунтом и становятся недоступными для гидробионтов.

Поглотительная способность любых грунтов характеризуется емкостью поглощения или емкостью обмена, то есть общим количеством катионов на поверхности минеральной фазы, способных к катионному обмену в данных условиях. Емкость поглощения выражается в миллиграмм-эквивалентах на 100 грамм абсолютно сухого грунта и определяется при $pH=7$.

Величина емкости обмена зависит от механического состава грунта и содержания в нем органического вещества, главным образом гуминовых кислот, катионная емкость которых может достигать 375 мг-экв/100г [Rashid, 1969]. Важным определяющим фактором этого показателя также является минералогический состав илистой фракции. Так емкость обмена каолинита равна 3-5, гидрослюд – 10-40, группы монтмориллонита – 70-100 мг-экв/100г грунта при $pH=7$ [Паламарчук, 1972б].

Донные отложения как полидисперсная система характеризуются определенной емкостью обмена, увеличивающейся по мере повышения содержания мелкодисперсных частиц. Изучение обменного комплекса донных отложений Иваньковского водохранилища на репрезентативных участках (129 образцов грунта) показало, что обменные катионы по среднему содержанию образуют ряд: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$. Причем преобладают двухвалентные катионы. Как известно, повышение валентности ионов связано с возрастанием их электрического заряда, в результате чего увеличивается сила электростатического притяжения к противоположно заряженной поверхности твердой фазы, что повышает энергию поглощения ионов [Сергеев и др., 1973].

Сумма обменного кальция и магния в донных отложениях Иваньковского водохранилища достигает 95 % суммы всех катионов, то есть является практически определяющей. При этом отношение $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ изменяется в пределах 0,9-22,5. Аналогичные результаты получены для Рыбинского [Кудрявцева, 1950] и днепровских водохранилищ [Паламарчук, 1972б]. Детальные исследования донных отложений всех водохранилищ днепровского каскада выявили, что

устойчивость этого ряда свойственна лишь песчаным отложениям, а в илах нередко калий и натрий меняются местами, но общее преобладание первых двух катионов в общей сумме сохраняется во всех типах отложений [Новиков, 1985].

Для всего Иваньковского водохранилища значения катионов Ca^{2+} и Mg^{2+} изменяются в пределах 0,91-39,3 и 0,16-12,5 мг-экв/100г грунта соответственно. При этом не обнаруживается прямой зависимости между содержанием этих элементов, что указывает на различную природу формирования их концентраций. Распределение обменных катионов по площади водоема более контрастное, чем изменение типов донных отложений. Очевидно, что кроме гранулометрического состава и общего количества органического вещества, здесь сказывается влияние других факторов, таких как локальные условия формирования донных отложений в русловой ложбине, в зоне влияния притоков, на хорошо промываемых отмелях, в непроточных заиляющихся и зарастающих заливах.

Так минимальные величины обменного Ca^{2+} наблюдаются в русловой части верховьев Волжского плеса, где преобладают хорошо сортированные промытые пески. На этом участке обменные катионы Ca^{2+} и Mg^{2+} имеют близкие значения. К пескам открытых мелководий Волжского плеса также приурочены минимальные значения обменного Mg^{2+} . Однако, условия формирования и взаимодействия с водными массами этих песков различны. Пески (в основном крупнозернистые) верховьев водохранилища формируются в результате поступления терригенного материала с водосбора и испытывают непрерывное воздействие стоковых течений. Пески открытых мелководий зоны выклинивания подпора имеют более тонкую структуру. Их формирование происходит в результате оседания крупных минеральных частиц во время половодья. В меженный период при наложении стоковых, стоково-ветровых течений, а также ветровых и судовых волн наблюдается вымывание мелких фракций и органического вещества. Грунты этой зоны могут иметь сезонную динамику. Аналогично различную природу имеют участки с максимальными значениями обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} , которые наблюдаются в серых илах соответственно непроточных заливов и устьевых участках притоков с сильно заболоченными водосборами.

От песков к илам сумма обменных катионов увеличивается и в илах более чем в 10 раз превышает сумму для песков. Средние значения суммы обменных катионов для песков Иваньковского водохранилища составляют 3,77 мг-экв/100г и увеличиваются до 47,70 мг-экв/100г для илов серых. Для сравнения, в Киевском и Кременчугском водохранилищах эти показатели увеличивались соответственно от 3,77 мг-экв/100г для песка до 40,47 мг-экв/100г для ила глинистого и от 11,38 мг-экв/100г для песка заиленного до 37,56 мг-экв/100г для ила глинистого [Новиков, 1985]. Это указывает на зависимость суммы обменных катионов от

процента содержания мелкодисперсных частиц. Для многих водохранилищ коэффициенты корреляции связей суммы обменных катионов от процентного содержания пелитовых частиц довольно высоки: Ивановского - 0,72 (по нашим данным), Дубоссарского – 0,78 [Ярошенко, Вызгу, 1960], Киевского – 0,82, Кременчугского – 0,72 [Новиков, 1985]. Однако для Рыбинского водохранилища такая связь отсутствует. Вместе с тем для этого водохранилища наблюдается связь суммы обменных катионов с общим содержанием органического вещества [Кудрявцева, 1950]. Такие же связи имеют место для других названных водохранилищ (коэффициенты корреляции 0,58-0,78).

Исследование водорастворимых ионов в донных отложениях Ивановского водохранилища показало, что основные катионы, как и обменные, формируют ряд: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ (таблица 5.6). Как и в обменных катионах, основным катионом является кальций, но общая доля кальция и магния в сумме катионов не столь резко выражена. В песках Ивановского водохранилища их доля не превышает 60 %, увеличиваясь в илах серых до 85 %. Для сравнения, в донных отложениях Кременчугского водохранилища эти величины равны: для песков – 67 %, для глинистых илов – 87 % [Новиков, 1985]. Достаточно хорошо прослеживается увеличение суммы катионов от песков к илам, что связано как с более высокой активностью взаимодействия твердого вещества с водой в тонких порах, так и с замедленностью диффузионных процессов в этих отложениях. Исследование анионов дало возможность сделать вывод о преобладании сульфат-иона в илах и илистых донных отложениях, а гидрокарбонатного иона в песках и песчанистых отложениях. Данное преобладание особенно выражено для грунтового комплекса Ивановского плеса, которое объясняется повышенным содержанием мелкодисперстных илистых частиц органического происхождения практически во всех типах отложений по сравнению с Волжским и Шошинским плесами. Кроме того, сульфат-ионы могут накапливаться при разложении серосодержащих органических соединений, а также при окислении и растворении сульфидных минералов и гипса [Новиков, 1985].

Высокое содержания водорастворимых компонентов в донных отложениях влияет на концентрации главных ионов в придонном слое воды. Так в Ивановском водохранилище, повышенное содержание в придонном слое главных ионов наблюдается в зонах, испытывающих интенсивную антропогенную нагрузку (п. Перемерки, г. Конаково, д. Плоски). Содержание гидрокарбонатных ионов здесь в 1,05-1,12 раза больше чем в приповерхностном слое, ионов магния - в 1,43-1,50 раза, кальция - в 1,06-1,15, хлоридных ионов - в 1,25-1,75 раза. Подобные соотношения наблюдались на днепровских водохранилищах [Новиков, 1985].

Таблица 5.6. Средние значения содержания водорастворимых компонентов в донных отложениях Иваньковского водохранилища, мг/100г

Тип донных отложений	Преобладающая глубина воды при НПУ, м	Катионы			Анионы		
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Волжский плес							
Песок	8,0	7	1	0,8	26	19	След
Песок илистый	1,2	11	1	0,5	23	21	1
Ил песчанистый серый	2,0	32	6	2,4	34	145	1
Ил серый	3,5	41	14	3,4	24	185	4
Почвы (разбухшие, заболоченные)	2,0	162	34	2,0	29	380	1
Иваньковский плес							
Песок	2,0	9	2	1,0	28	25	-
Песок илистый	5,0	33	4	1,6	30	45	-
Ил песчанистый серый	5,0	39	18	3,2	38	182	1
Ил серый	3,0	76	27	6,1	53	252	-
Ил переходный	4,0	45	22	7,5	60	370	-
Ил торфянистый	1,5	27	22	7,8	80	-	-
Отложения из макрофитов	1,5	-	22	8,0	80	-	-
Почвы (разбухшие, заболоченные)	2,0	195	50	5,6	30	593	-
Шошинский плес							
Песок	2,0	5	2	0,6	21	12	1
Песок илистый	1,5	6	2	1,3	25	16	-
Ил песчанистый серый	3,0	13	4	2,3	17	-	-
Ил серый	2,0	50	14	4,5	20	156	2
Ил переходный	1,5	41	16	5,5	29	144	1
Ил торфянистый	3,0	27	16	-	29	-	1
Отложения из макрофитов	2,0	30	17	7,0	36	260	1
Почвы (разбухшие, заболоченные)	1,5	170	50	2,2	31	570	1

Результаты проведенных нами расчетов по выявлению взаимосвязи между физико-химическими характеристиками водных масс и донных отложений Иваньковского водохранилища показали, что существующие связи во многом определяются типом и физико-

механическими свойствами грунтов. Так, для песка мелкозернистого, коэффициенты корреляции в основном изменяются в пределах 0-0,43, что говорит об отсутствии каких-либо значимых связей. Для песка илистого, ила песчаного, ила серого получены некоторые осредненные результаты, характерные для всего водоема, что не дает возможности обнаружить явных закономерностей и тенденций. При этом для илистых отложений (ил торфянистый, ил переходный) наблюдается наличие связи практически всех выделенных химических элементов и их соединений в водной среде и донных отложениях. Кроме того, существуют тесные корреляционные связи между мутностью воды и физико-химическими характеристиками донных отложений различных типов ($r(q, Ca^{2+}) = 0,67$ - для песка мелкозернистого; $r(q, HCO_3^-) = -0,79$, $r(q, Cl^-) = 0,95$, - для ила торфянистого), что говорит о значительном вкладе взмучивания и переотложения твердых частиц дна в установлении локального равновесия между твердой и жидкой фазами, а также роли возможного вторичного загрязнения водной среды в этом процессе.

Концентрация ионов водорода (рН) в донных отложениях изменяется в зависимости от их типа. От песков к илам и илистым отложениям рН снижается. На глубоководных участках, где формируются илы песчаные серые и илы серые с высоким процентным содержанием (> 30 %) органического вещества, значение рН сдвигается в область, соответствующую кислым средам (рН=5,7-6,5).

5.6. Органическое вещество

Химические свойства донных отложений - способность к химическому связыванию, разложению и другим превращениям, поступающих в донные отложения веществ, определяется как валовым химическим составом минеральной части и формами ее подвижных соединений, так и качественным составом органического вещества, и строением органо-минеральных соединений [Паламарчук, 1972а]. Трансформация органического вещества в свою очередь приводит к возврату биогенных элементов в водные массы. Как уже было отмечено, основными источниками органического вещества в донных отложения являются автохтонные поступления, в формировании которых активную роль играет водная флора и фауна. В антропогенной составляющей органического вещества преобладают сельскохозяйственные стоки и поступления нефтяных углеводородов (УВ).

Содержание валового органического вещества в донных отложениях характеризует ППП. При прокаливании донные грунты теряют воду, гумус, адсорбированные газы и частично

хлориды. В общем случае, содержание органического вещества увеличивается с увеличением дисперсности грунта. ППП для песков составляют 0,4-2,9 %, песков илистых - 1,3-8,7%, илов песчанистых серых - 8,2-28,4 %, илов серых - 11,5-31,1 %, илов переходных - 27,2-38,5 %, илов торфянистых и отложений из макрофитов - 27,3-88,0 %. При этом количество органического вещества для донных отложений различных частей водного объекта и на разных глубинах от поверхности дна может значительно отличаться, отражая местные условия формирования грунтов. Так, в Иваньковском водохранилище ППП для донных отложений Иваньковского плеса выше, чем для тех же типов грунтов Шошинского и Волжского плесов. Основными причинами такой ситуации являются: наличие подпорных сооружений в непосредственной близости от потенциальных зон седиментации, что препятствует выносу мелкодисперсных частиц; озеровидность и мелководность основной части плеса с множеством островов и заливов, в результате чего создаются условия для интенсивного зарастания, заболачивания и сплавинообразования; наличие затопленных торфяников, которые в процессе трансформации явились источником органического вещества для различных форм переходных грунтов.

Анализ построенных нами карт-схем распределения органического вещества в донных отложениях Иваньковского водохранилища [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006] показывает, что, хотя среднее значение ППП по площади водоема составляет около 10 %, крупнозернистые пески слагающие русло р. Волги выше г. Твери практически не содержат органических веществ, что косвенно подтверждает доминирующую роль автохтонного материала в формировании органического вещества донных отложений. Меньше всего органического вещества на фарватере (0,4-0,7 %), в прибрежной зоне ППП возрастает до 1,6-3,2 %. Такая ситуация сохраняется на протяжении всего руслового участка Волжского плеса до с. Городня. Сосредоточенный сброс очищенных сточных вод г. Твери не оказывает существенного влияния на содержание органического вещества в грунтах. В этом районе только в непроточных заливах наблюдается повышение органического вещества до 7,0-9,2 %.

Ниже с. Городня начинается зона выклинивания подпора. Это, прежде всего, сказывается на грунтах затопленной левобережной поймы. Так, в районе д. Видогощи на месте затопленного озера сформировался торфяно-болотный массив – накопитель органического вещества растительного опада. Мощность торфяного слоя здесь достигает 2,3 м. Верхний слой составляют отложения из макрофитов с ППП, изменяющейся в пределах 30,2-35,2 %. В 2003 г. в Видогощинском заливе были частично проведены работы по искусственному изъятию растительной массы и созданию условий для улучшения водообмена с транзитным потоком. Высокий процент ППП характерен также для илистых отложений приплотинного участка водоема (28,6 %), Коровинского залива (62,4 %) и заболачивающихся участков Шошинского

плеса (52,2-88,0 %). Основной компонент илов – кремнекислота, содержание которой колеблется от 53 до 70 %.

Как уже было сказано, ВВР является основным источником органического вещества в зарастающих водных объектах. Кроме того, растительность оказывает опосредованное влияние на формирование органического вещества донных отложений - через влияние на динамику водных масс. Так, на незаросших участках, но обрамленных зарослями жесткой воздушно-водной растительностями, интенсивное движение водных масс затруднительно. Поэтому, несмотря на то, что прямых поступлений растительного опада в донные отложения нет, вместе с тем, он поступает из близлежащих зарослей и в результате других внутриводоемных процессов. При этом вынос органического вещества из донных отложений за пределы незаросшего участка минимален. Эти процессы усиливаются на закрытых от волнения непроточных участках заливов, где образуется много органического вещества, которое поступает в местные донные отложения. На таких участках возможно образование торфянистых илов и торфов с потерями при прокаливании 70 % и более (Коровинский залив Иваньковского водохранилища). Таким образом, общее содержание органического вещества в донных отложениях зарастающих участков в равной степени зависит от расположения этого участка по отношению к развитым гидродинамическим процессам в водоеме и от создаваемой данным видом растений фитомассы. При дефиците кислорода практически прекращается разложение органики, и она интенсивно накапливается в донных отложениях.

Вертикальное распределение органического вещества в донных отложениях нами изучалось на устьевых участках рек Мак-Кей, Москито, Линн и Сеймур, а также в грунтах ветлендов Мак-Кей и Сеймур. Сравнительный анализ колонок грунта глубиной до 40 см показал, что грунты ветлендов содержат в 2-3 раза больше органического вещества, чем устьевые участки. Этому есть несколько причин, главная из которых проточность устьевых участков, препятствующая формированию густых зарослей ВВР и накоплению органического вещества. То, что проточность участка имеет решающее значение показывает количество органического вещества в грунтах двух исследованных ветлендов. Ветленд Сеймур сформировался на основе эфимерного водотока в его верховье, часто пересыхающего и питающегося, главным образом, дождевыми водами, а также в результате периодического затопления в низовье водами р. Сеймур при высоком стоянии приливов. ВВР представлена редкими зарослями рогаза узколистного и осоковых. Количество органического вещества в грунтах этого ветленда колеблется в пределах 3,1-34,6 %. Ветленд Мак-Кей хотя тоже расположен в устьевой области реки, но сформировался на основе эфимерного водоема, который в своей центральной части имеет постоянное обводнение. Благоприятный водный

режим способствует существованию густых зарослей канареечника тростниковидного (см. рисунок 2.5) и накоплению органического вещества. Кроме того, в донные отложения попадает значительное количество листового опада из, произрастающих на территории ветленда, деревьев. Все это способствует поддержанию в верхнем слое грунтов ветленда органического вещества на уровне 25,4-71,7 %.

Послойный анализ грунтов на устьевых участках исследуемых рек и в ветлендах дал возможность изучить особенности формирования и распределения органического вещества в этих типах водных объектов. Так, в ветлендах накопление остатков ВВР и листового опада происходит постепенно и сезонно, в результате чего верхний слой грунтов, как правило имеет максимальное количество органического вещества, а на глубине 20-30 см оно сходит на нет, оставаясь на уровне 2-5 %. Совсем по-другому происходит накопление органического вещества на устьевых участках. Здесь решающее значение имеет количество органического вещества, принесенное с водосбора, интенсивность дождей и вызванные ими потоки воды, а также совпадение по времени приливно-отливных явлений и условий максимального смыва органического вещества, прежде всего, листового опада. В таких условиях вертикальное распределение органического вещества в грунтах дна имеет слоистую структуру, где слои с количеством органического вещества 25,9-31,4 % могут перекрываться минеральным грунтом с ППП 2,9-5,8 %. Это отчетливо прослеживается в устье р. Москито где в первой декаде ноября 2014 г. в колонке грунта длиной 17 см можно было наблюдать 5 слоев толщиной 2-4 см, в которых количество органического вещества варьировало в пределах 2,9-31,4 %.

Одной из характеристик органического вещества в донных отложениях является содержание фульвокислот – наиболее подвижной части гумусовых соединений. Фульвокислоты представляют собой группу близких между собой по строению высокомолекулярных соединений. Элементный состав фульвокислот представляет ряд: углерод (44-49 %), водород (3,5-5 %), кислород (44-49 %), азот (2-4 %) [Возбуцкая, 1968]. Благодаря своей кислотности фульвокислоты разрушающе действуют на минералы. С железом и алюминием фульвокислоты образуют комплексные соединения, обладающие большой подвижностью и выпадающие в осадок лишь в узком диапазоне рН. В водных объектах в областях с низкой гидродинамической активностью и высокой степенью зарастаемости распределение максимальных значений азота в донных отложениях совпадает с областями высокой концентрации в них фульвокислот. В основном фульвокислоты связаны с несиликатными формами железа и алюминия и находятся в адсорбированном состоянии на поверхности глинистых минералов [Экология зарастающего озера ..., 1999]. По нашим данным были построены карты-схемы распределения фульвокислот в донных отложениях Иваньковского водохранилища [Казмирук В., Казмирук Т., Бреховских,

2004], зона максимальных значений которых совпадает с распространением сильно заросших и заболоченных территорий верховьях Шошинского плеса.

Косвенной характеристикой содержания в донных отложениях органического вещества легкодоступного для микроорганизмов является БПК₅. Анализ пространственной дифференциации значений БПК₅ для донных отложений Ивановского водохранилища показывает, что состав органического вещества и условия его минерализации по акватории водоема крайне неоднородны. Для различных участков водохранилища значения БПК₅ изменяются почти в 100 раз: 6,1-592,3 мгО₂/100г грунта. Наиболее контрастны грунты на устьевых участках притоков и прилегающей к ним части водоема. Минимальные значения БПК₅ наблюдаются в крупнозернистых песках волнобойной зоны, где минимально общее содержание органического вещества. Максимальные значения приурочены к затопленным торфяникам при искусственном создании условий повышенного водообмена. Вместе с тем, не обнаруживается прямая связь между распределением общего содержания органического вещества и его фракцией легкодоступной для микроорганизмов.

Как уже было отмечено, распределение органических соединений в значительной степени зависит от степени дисперсности осадков. Сходную картину мы наблюдаем в распределении УВ, которые могут иметь как природный генезис, так и антропогенный (нефтяные, пирогенные). В исследованных нами водных объектах (озера Вселуг и Пено, Ивановское водохранилище) в 2000 и 2005 гг. суммарная углеводородная фракция (алифатические (АУВ) и пилиароматические углеводороды (ПАУ)) в донных отложениях изменялась в широких пределах 14-10492 мкг/г. Тонкодисперсные донные отложения (особенно при доминировании фракции <0,1 мм) легко поглощают нефтяные УВ из водной толщи и аккумулируют их со взвесью. Содержание АУВ в тонкодисперсных грунтах значительно выше, чем в песчаных. Потенциал сорбции АУВ донными отложениями (первоначально взвесью) определяется мощностью ионного обмена, которая увеличивается при переходе к тонкодисперсным фракциям с высоким содержанием глинистых минералов. Кроме того, при увеличении медианного диаметра частиц от 0,01 до 1 мм их объемная масса возрастает с 0,8 до 1,9 г/см³ [Лисицын, 2004]. Поэтому тонкодисперсные грунты, по сравнению с грубодисперсными, аккумулируют на поверхности частиц больше малорастворимых органических соединений. Этот процесс перераспределения зависит также от концентрации органического вещества в твердой фазе, который играет роль растворителя для гидрофобных молекул.

Минимальные значения УВ наблюдались для песков в зарослях хвоща приречного, расположенных на островной отмели в районе слияния Коровинского и Домкинского заливов. По-видимому, здесь сказывается влияние двух факторов: состав донных отложений - песок,

имеющий крупные фракции с минимальным количеством природного органического вещества и способность ВВР интенсифицировать разложение нефтепродуктов [Морозов, Телитченко, 1977]. Немного выше значения содержания УВ для свежевскрытого торфянистого ила в месте производства работ по расчистке заболоченных мелководий. По-видимому, снятие верхнего загрязненного слоя грунта благоприятно сказывается на уровне загрязнения УВ. Такую же ситуацию мы наблюдали в верховьях Шошинского плеса, где не только поддерживается заповедный режим, но и регулярно проводятся работы по удалению накопившихся органических илов и отложений их макрофитов.

В целом для всех характерных мелководных участков Иваньковского водохранилища общее содержание УВ ниже чем в глубоководной части водоема и значительно меньше максимальных значений, обнаруженных в прибрежных грунтах судоходного Волжского плеса у д. Плоски и у левого берега в районе о. Низовка. В последнем случае высокие концентрации УВ могут быть обусловлены, как природными (выход мелкодисперсных глин), так и техногенными процессами (интенсивное судоходство, наличие рыболовецкой тони).

Повышенные концентрации УВ нами также обнаружены в озерах Пено и Вселуг, которые входят в систему Верхневолжских озер, питающих р. Волгу. Содержание бенз(а)пирена в донных отложениях этих озер примерно в 2 раза превышает ПДК для почв (20 нг/г). В донных отложениях Иваньковского водохранилища содержание бенз(а)пирена выше ПДК наблюдается на устьевых участках заливов, примыкающих к фарватеру и в районе г. Конаково.

С распределением органического вещества в донных отложениях, их состоянием и свойствами тесно связано поглощение грунтами кислорода. Сортировка материала по площади водоема приводит к тому, что на отдельных его участках кислород поглощается более интенсивно, чем на других. Больше других кислород поглощают органические илы, а заметнее всего этот процесс проявляется на мелководьях, где площадь дна и соответственно контактная зона с водными массами большая, а объем воды существенно меньше. На таких участках концентрация растворенного в воде кислорода в 1,5-3,2 раза ниже, чем на прилегающих частях водоема. Здесь же, в результате разложения органических веществ, происходит подкисление водных масс, то есть смещение рН в сторону кислотности и тем самым создание специфических условий для жизни гидробионтов и миграции веществ. Коэффициент парной корреляции связи $f(O_2, pH) r=0,91$. В современных условиях Иваньковского водохранилища участками с устойчиво пониженным содержанием растворенного кислорода и рН являются заливы у деревень Заборовье и Городня, мелководный массив и заливы на бывшей левобережной пойме выше о. Низовка, верховья Шошинского плеса в районе о. Шалимово, участки сплавинообразования в Коровинском заливе. То, что накопление органического вещества в донных отложениях, в

результате естественной или искусственно созданной низкой гидродинамической активности водных масс, может привести к образованию гипоксии, неоднократно отмечалось в научной литературе. Например, такие условия сложились после мелиоративных мероприятий в результате отчленения части отмели в заливе Исахая (Япония), что спровоцировало процессы эвтрофирования и повлекло снижение уловов рыбы [Hodoki, Murakami, 2006].

5.7. Биогенные элементы

Донные отложения, как комплекс вторичных грунтов служат критерием направленности развития современных внутриводоемных процессов. Составом и свойствами донных отложений определяется их особая роль в водоеме - участие в самозагрязнении воды (способность грунтов дна поставлять в воду органические, часто окрашенные вещества, ионы фосфата, аммония, железа, марганца, кремния, другие ионы) и ее самоочищению (способность грунтов дна очищать воду от фенолов и нафтолов физико-химическим и биологическим связыванием, поглощать многие синтетические поверхностно-активные вещества, сорбировать ионы тяжелых металлов), в накоплении биогенных элементов [Новиков, 1985]. Донные отложения являются активным компонентом экосистемы водоема, представляя собой среду, где совершается обмен веществом и энергией с организмами и водными массами, в значительной степени определяя протекание процессов вторичного загрязнения и самоочищения.

Если рассматривать донные отложения как некоторую осадочную формацию, то изменение ее состава направлено к установлению равновесия с гидрогеохимической средой [Новиков, 1985]. С другой стороны, поступление растворенных веществ из донных отложений в воду также вызывает гидрохимический отклик, то есть изменение их концентраций в водной среде. Взаимосвязь между компонентами экосистемы водоема имеет сложный динамичный характер и осуществляется по принципу локальных равновесий [Зверев, 1983], согласно которому неравновесная в целом система "водные массы - донные отложения" в своем развитии проходит через целый ряд состояний равновесия. Нарушение этих состояний - это изменение концентраций какого-либо элемента или его соединения в одном из компонентов системы: в донных отложениях или в водной среде. Однако, это неизбежный процесс, так как донный комплекс грунтов постоянно аккумулирует запасы различных химических веществ, в том числе органических и биогенных, что является естественным следствием процесса осадконакопления в водоемах.

В основных типах донных отложений наблюдается увеличение содержания биогенных элементов с уменьшением размеров частиц. По нашим данным, в илистом песке, сером и, особенно, сером песчанистом иле такое увеличение происходит до размерной фракции 0,2 мм. В фракциях 0,01-0,2 мм содержание биогенных элементов находится примерно на одном уровне, а затем в тонкодисперсных фракциях вновь увеличивается. Выполненный В.В.Законновым [1993] анализ фракций 0,1-0,2 мм под микроскопом показал, что они представлены средним и мелким песком с небольшим включением частиц органического происхождения такой же гидравлической крупности. Для фракций 0,01-0,1 мм характерно равное количество минеральных и органических частиц, а в пелитовых фракциях преобладают частицы органического происхождения.

Органический углерод ($C_{орг}$) является основным биогенным компонентом в химическом составе донных отложений. Пространственное распределение этого компонента в некоторой степени сходно с закономерностями распределения типов донных отложений и величиной содержания валового органического вещества (коэффициент корреляции 0,85). Среднее содержание органического углерода в песках составляет 0,10-0,36 %, песках илистых - 0,32-1,21 %, илах песчанистых серых - 0,88-2,48 %, илах серых - 2,10-3,65 %, илах переходных - 3,20-5,70 %, илах торфянистых и отложениях из макрофитов до 15 % и более. Для различных типов грунтов вертикальное распределение $C_{орг}$ имеет ту же самую тенденцию – постепенное уменьшение содержания от вышележащих слоев к нижележащим. При этом, чем выше абсолютное значение $C_{орг}$ в грунте, тем больше его уменьшение с глубиной.

Рассмотрим пространственную дифференциацию биогенных элементов в донных отложениях на примере Иваньковского водохранилища. Среднее содержание $C_{орг}$ по всей площади дна водоема составляет около 1,8 % (рисунок 5.7). Для всех типов грунтов количество $C_{орг}$ в общем содержании органического вещества примерно одинаковое - 17-20 %. При этом следует отметить, что повышенные значения содержания $C_{орг}$ наблюдаются на участках дна, расположенных близко к источникам поступления органического вещества или там, где существуют условия, способствующие седиментации взвесей. На Иваньковском водохранилище - это верховья Шошинского плеса, русловая ложбина и приплотинный участок Иваньковского плеса, особенно заливы. Максимальные значения $C_{орг}$ наблюдаются в затопленных торфяниках Коровинского и Домкинского заливов. Торфяники перекрыты современными отложениями из макрофитов и сплавинами. Минерализации органического вещества здесь препятствуют анаэробные условия в придонном слое воды, существующие почти круглый год.

Совсем иные условия формируются на прибрежных отмелях в верховьях Волжского плеса. Весь комплекс внешних факторов способствует тому, чтобы количество органического

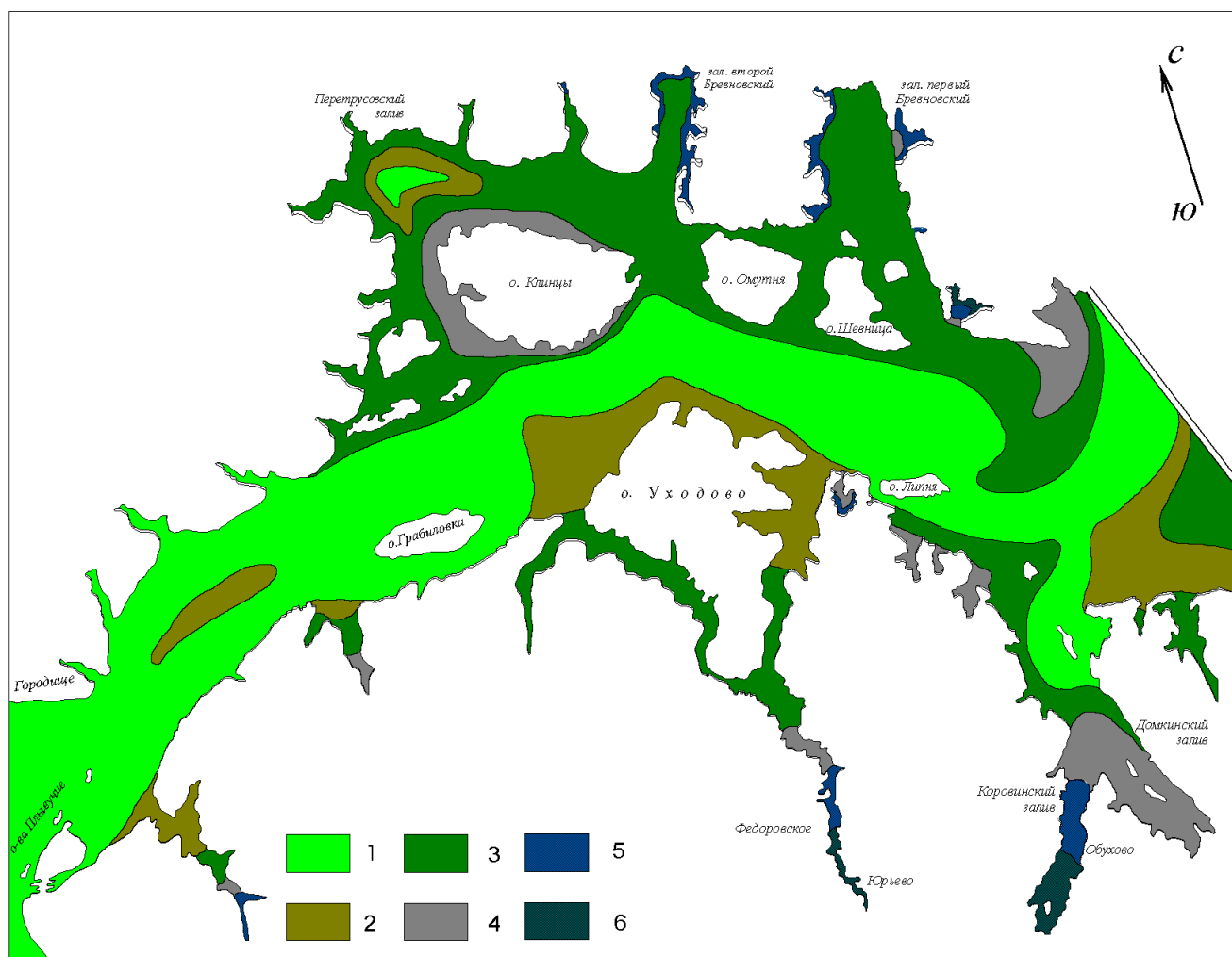


Рисунок 5.7. Фрагмент карты-схемы распределения органического углерода в донных отложениях Иваньковского водохранилища (Иваньковский плес)

1 – 0-1,5 %, 2 - 1,5-3,0 %, 3 – 3,0-4,5 %, 4 – 4,5-6,0 %, 5 – 6,0-7,5 %, 6 – >7,5 %

углерода здесь было минимальным. Прибрежные отмели слагают хорошо промытые и отсортированные крупнозернистые пески, верхний слой которых формирует отмостку. Донные грунты находятся в постоянном контакте с движущимися водными массами (стоковые течения, ветроволновое перемешивание, волны от судов), в результате чего происходит регулярное перемещение верхнего слоя грунтов, вымывание мелкодисперсных частиц и органических частиц малой плотности. Мелкодисперсные органические частицы, поступающие со стоком реки, здесь не задерживаются и стоковыми течениями выносятся в приплотинную часть водоема. Геоморфологические и гидродинамические условия не способствуют формированию местного органического вещества из растительного опада или фитопланктона. Кроме того, на прибрежных отмелях благоприятные условия для минерализации органического вещества:

проникновение света на всю глубину воды, хорошая прогреваемость водной толщи, оптимальное насыщение воды кислородом, интенсивное перемешивание.

Соединения азота ($N_{\text{общ}}$) попадают в донные отложения почти исключительно с органическим веществом [Мартынова, 1984]. Некоторая часть минерального азота поступает на дно в аммонийной форме, сорбируясь на седиментирующемся глинистом материале, а также изымается из воды азотфиксирующими микроорганизмами отложений. Анализ данных определения общего азота в образцах грунтов дна показывает, что закономерности распределения его концентрации по площади водоема определяются в основном условиями седиментации и максимальные значения имеют место на участках залегания илов со значительным ($> 30\%$) содержанием мелкодисперсных частиц (рисунок 5.8). При этом средние значения процентного содержания общего азота в песках составляют $0,05\%$, в песках илистых - $0,17\%$, илах песчанистых серых - $0,40\%$, илах серых - $0,75\%$, илах переходных - $0,87\%$, а в илах торфянистых и отложениях из макрофитов могут достигать $2,5\%$. Послойный анализ колонок грунта Иваньковского водохранилища позволил установить, что процент содержания общего азота, также, как и органического вещества, в верхних слоях может быть, как меньше, так и больше, чем в нижележащем слое, в зависимости от изменения доли участия различных источников взвешенных веществ в формировании того или иного типа донных отложений. Однако, содержание общего азота в органическом веществе в верхних слоях обычно выше, чем в нижележащих. Это позволяет предполагать, что изменение состава органического вещества в накапливающихся донных отложениях сопровождается обогащением его соединениями азота.

Общий фосфор ($P_{\text{общ}}$) относится к компонентам, активно влияющим на развитие водных организмов. Например, по площади дна Иваньковского водохранилища содержание общего фосфора распределено крайне неравномерно и изменяется от 0 до $236 \text{ мгP}/100\text{г}$ сухого грунта (рисунок 5.9). В приплотинном озеровидном Иваньковском плесе наблюдается накопление фосфора. Содержание фосфора в поверхностных слоях донных отложений этого плеса примерно в полтора раза выше, чем на глубине 10 см (рисунок 5.10). Аналогичные процессы нами наблюдались на оз. Вселуг, где содержание фосфора в приповерхностном слое в 1,9 раза выше, чем на глубине 10 см и в 2,2 раза выше, чем на глубине 15 см.

Волжский плес Иваньковского водохранилища испытывает интенсивную антропогенную в том числе биогенную нагрузку, прежде всего в результате поступления сточных вод г. Твери. Для различных слоев донных отложений этого плеса содержание фосфора может отличаться в 6,3 раза. В русловой ложбине происходит резкое увеличение содержания общего и органического фосфора ($P_{\text{орг}}$) в зоне выклинивания подпора в меженный период. В то же время, в мелководной зоне эта характеристика остается практически постоянной и по величине сходна

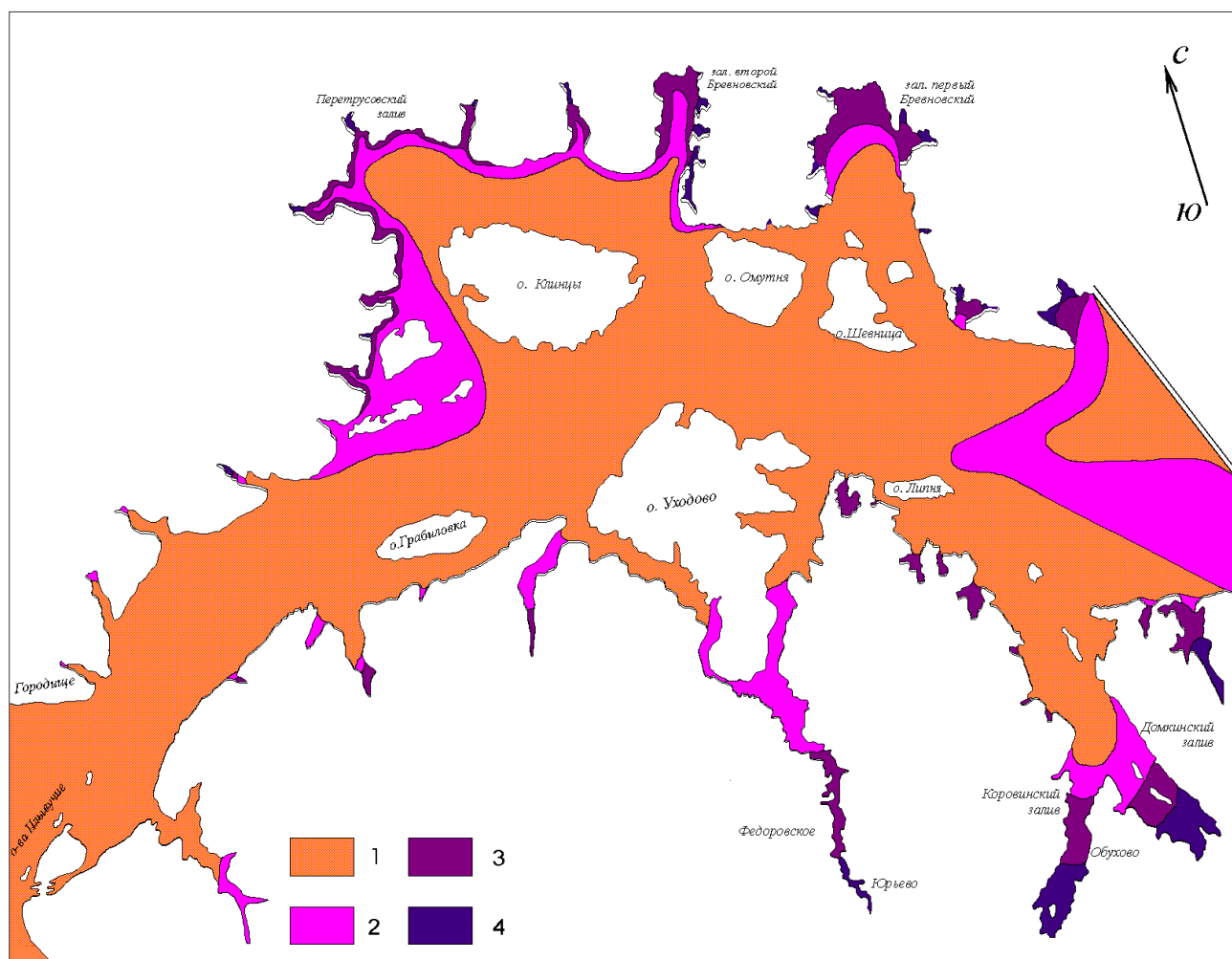


Рисунок 5.8. Фрагмент карты-схемы распределения содержания общего азота в донных отложениях Иваньковского водохранилища (Иваньковский плес)

1 – 0-0,25 %, 2 – 0,25-0,50 %, 3 – 0,50-1,00 %, 4 – 1,00-2,00 %

с преобладающими значениями для Шошинского плеса. Такое же распределение наблюдается в значениях минерального фосфора, который составляет 75-80 % от общего. Наибольшее загрязнение наблюдается в слое, расположенном на глубине 6-7 см, где содержание фосфора в 2,4 раза выше, чем в приповерхностных слоях. По-видимому, уменьшение антропогенной нагрузки в последнее десятилетие в результате спада производства способствует очищению донных отложений верхний водохранилища, как в результате выхода фосфора из донных отложений в поверхностные воды, так и в результате перекрывания загрязненных слоев более чистыми. В Шошинском плесе, на который антропогенная нагрузка минимальна, распределение донных отложений по глубине почти не изменяется.

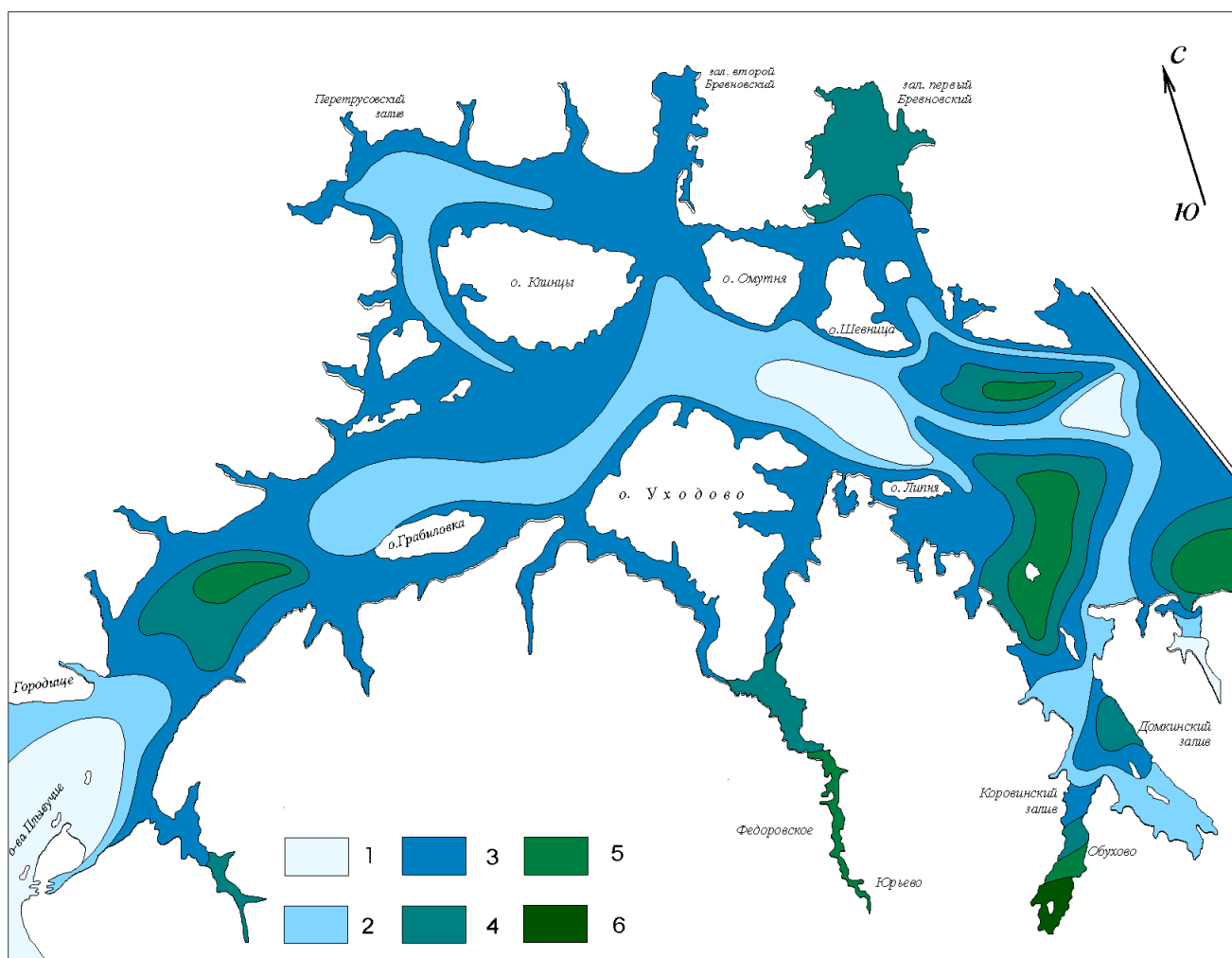


Рисунок 5.9. Фрагмент карты-схемы распределения валового содержания общего фосфора (метод Мехта) в донных отложениях Иваньковского водохранилища (Иваньковский плес)

1 – 0-40, 2 – 40-80, 3 – 80-120, 4 – 120-160, 5 – 160-200, 6 – 200-240 мг Р /100 г сухого грунта

ВВР, как и другие живые организмы, является активным участником формирования и распределения биогенных элементов в донных отложениях. Как видно из таблицы 5.7, количество органического вещества и основных биогенных элементов в зарослях ВВР существенно превышает аналогичные показатели на чистоводе. При анализе образцов грунта на заросших участках Кременчугского водохранилища была исследована только иловая часть после изъятия неперегнивших остатков растительности [Новиков, 1985], то есть приведенные данные немного занижены. Длительные наблюдения на в мелком оз. Панасоффки (Флорида, США), начавшиеся еще в 1800 гг. также показали, что развитие погруженной ВВР сопровождается ростом захоронения органического материала и накоплением фосфора [Brenner et al., 2006]. Вместе с тем регенерация фосфора из донных отложений в воду ниже на

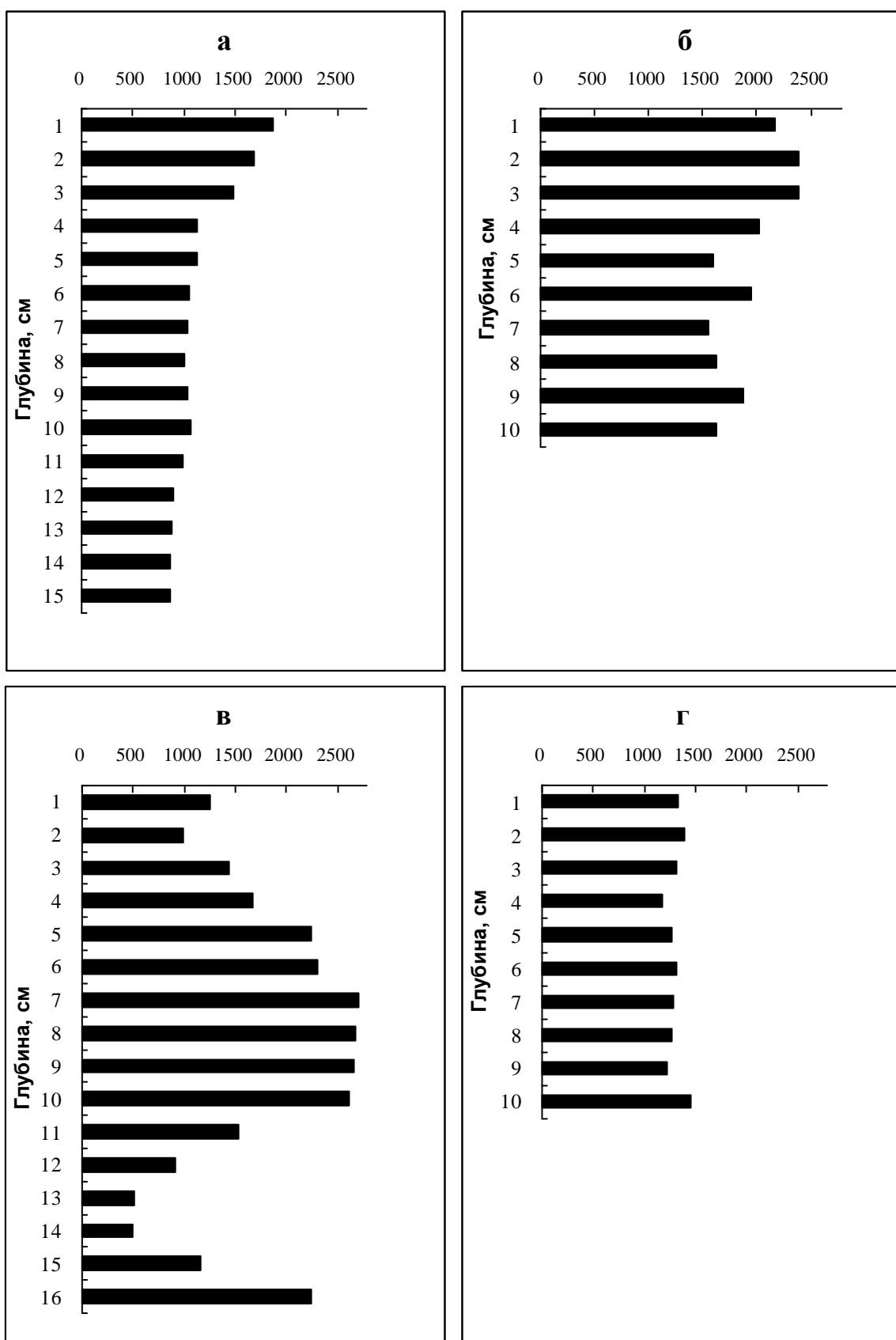


Рисунок 5.10. Вертикальное распределение общего фосфора (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях о. Вселуг (а), Иваньковского (б), Волжского (в) и Шошинского (г) плесов Иваньковского водохранилища

зарастающих участках [Lilleb et al., 2007].

Таблица 5.7. Относительные величины химического состава донных отложений на зарастающих участках водоемов (нормировано по соответствующим значениям на чистоводе)

Объект, характеристика участка	Грунт	ППП	$C_{орг}$	$N_{общ}$	$P_{общ}$
Иваньковское водохранилище					
заросшие участки:					
тростник обыкновенный	ил песчанистый	1,75	1,49	1,15	1,77
роголистник темно-зеленый	ил торфянистый	3,09	2,23	1,54	1,45
сплавина	ил торфянистый	2,76	2,78	1,38	1,98
Кременчугское водохранилище [Мелководья Кременчугского водохранилища, 1979]					
заросшие участки	ил	2,66	-	2,21	1,64

Кроме ВВР, на распределение биогенных элементов в донных отложениях могут влиять моллюски и другая макрофауна путем изменения структуры седиментов в результате биотурбации, изменения характеристик поровой воды, а также влияния на обусловленные микроорганизмами окислительно-восстановительные процессы и окислительно-восстановительный потенциал [Reynolds, Berg, Zieman, 2007]. При этом влияние макрофауны и ВВР на скорость круговорота биогенных элементов может иметь противоположную направленность [Hines, 2006].

Существует связь практически между всеми физико-химическими показателями донных грунтов и их гранулометрическим составом. Вопрос только в том, насколько она существенна для тех или иных типов донных отложений. Проведенные нами натурные и лабораторные исследования, а также анализ полученных данных методом главных компонент, дали возможность установить, что с увеличением мелкодисперсной составляющей в различных типах донных отложений теснота связей между гранулометрическим составом и химическими показателями значительно возрастает (таблица 5.8), что подтверждает предположение о существующей "привязке" химических элементов и их соединений к определенным фракциям донных отложений [Liu et al, 1996]. Следует отметить, что связь физико-химических характеристик донных отложений более значима и показательна с суммами фракций их гранулометрического состава меньше некоторой величины. Связи физико-химических показателей других типов донных отложений (песок, песок илистый, ил песчанистый, ил

серый) с их гранулометрическим составом очень низкие (коэффициенты корреляции изменяются в пределах от 0 до 0,55. Приведенные в таблице 5.8 коэффициенты следует рассматривать как ориентировочные, обобщенные для илистых отложений, что можно использовать для практических целей определения содержания органических компонентов по содержанию мелкодисперсной фракции.

Таблица 5.8. Коэффициенты корреляции связей некоторых физико-химических показателей илистых донных отложений Иваньковского водохранилища и их гранулометрического состава (ил переходный, ил торфянистый)

Размер частиц, мм	Физико-химические показатели										
	pH	HCO	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	N _{общ}	C _{орг}	ППП
> 1	0.33	0.40	0.30	0.74	-0.37	0.24	0.75	-0.36	-0.32	-0.25	-0.14
1-0.5	0.30	-0.18	0.12	-0.68	0.37	0.24	-0.33	0.86	-0.31	0.08	0.15
0.5-0.25	0.30	0.37	-0.14	-0.75	0.33	-0.26	-0.53	0.71	0.41	0.38	0.48
0.25-0.1	-0.86	-0.38	-0.20	-0.40	0.41	-0.31	-0.59	-0.77	0.45	0.73	0.53
0.1-0.05	-0.53	0.22	-0.56	-0.40	0.31	-0.39	-0.49	-0.61	0.56	0.81	0.65
0.05-0.01	-0.33	-0.34	0.58	-0.37	-0.35	-0.44	-0.50	-0.41	-0.64	0.87	0.62
0.01-0.005	-0.23	-0.50	0.80	0.51	-0.42	-0.69	-0.50	0.57	-0.64	0.93	0.76
0.005-0.001	0.36	0.30	-0.41	-0.65	0.47	-0.77	-0.48	0.59	-0.61	0.91	0.85
< 0.25	-0.78	-0.21	-0.30	-0.12	0.37	-0.36	-0.71	-0.50	0.21	0.77	0.36
< 0.1	-0.69	-0.09	-0.30	-0.18	0.28	-0.37	-0.75	-0.50	0.52	0.77	0.42
< 0.05	-0.30	-0.39	0.66	-0.30	-0.35	-0.54	-0.42	0.47	-0.53	0.66	0.58
< 0.01	-0.13	-0.45	0.75	-0.30	-0.45	-0.73	-0.60	0.48	-0.59	0.88	0.85
< 0.005	0.38	0.23	0.82	-0.70	-0.75	-0.75	-0.54	0.52	0.43	0.88	0.82
< 0.001	0.32	0.71	-0.93	-0.61	0.85	-0.75	-0.54	0.68	0.57	0.89	0.92

Устойчивые связи с высоким коэффициентом корреляции (0,72-0,82) получены между содержанием в донных отложениях пелитовых частиц и потерями при прокаливании, а также общим содержанием углерода и азота для глубоководной части днепровских водохранилищ [Новиков, 1985]. Вместе с тем, для днепровских водохранилищ с переходом к глинистым частицам (<0,001 мм) теснота связей уменьшается ($r=0,50-0,73$). Возможно это объясняется различным происхождением частиц <0,001 мм в донных отложениях днепровских водохранилищ и Иваньковского водохранилища.

Поступление растворенных веществ из донных отложений в воду вызывает локальное повышение их концентрации в придонном слое. Наиболее выражен этот процесс на участках со слабым водообменом (проточностью, ветро-волновым перемешиванием). Так, на Иваньковском водохранилище в придонном слое участка от д. Городня до о. Низовка и частично в приплотинной части водоема, концентрация аммонийного азота на 0,06-0,08 мг/л больше чем в приповерхностном слое воды, концентрация нитритного азота - на 0,001-0,039, нитратного - 0,04-0,17, минерального фосфора 0,004-0,038, общего фосфора 0,003-0,018. Кроме растворенных веществ, существуют тесные корреляционные связи между мутностью воды (q) и содержанием биогенных элементов в донных отложениях, а также ППП: $r(q, C_{орг}) = 0,76$, $r(q, ППП) = 0,81$ - для песка мелкозернистого; $r(q, C_{орг}) = 0,79$, $r(q, N_{общ}) = 0,94$, $r(q, P_{орг}) = 0,97$, $r(P_{общ}, ППП) = -0,88$ - для ила торфянистого.

5.8. Металлы в донных отложениях

Поступление загрязняющего вещества из воды в донные отложения обусловлено в основном тремя процессами: 1) диффузией воды в толщу грунтов, слагающих дно; 2) прямой сорбцией загрязняющих веществ; 3) седиментацией взвешенных частиц, сорбирующих загрязняющее вещество. В результате происходящих процессов дно слабопроточного водоема или водотока фиксирует значительное количество загрязняющих веществ, контролируя их перераспределение в дальнейшем и, местами может превращаться в своеобразный накопитель. Уровень накопления и характер распределения определяется рядом факторов: гидродинамической активностью водных масс, концентрацией загрязняющих веществ в воде и их составом, а также механическими, минералогическими и химическими характеристиками грунтов, слагающих дно водоема.

Результаты как экспериментальных, так и натуральных наблюдений, проведенных многими исследователями, показывают, что наибольшей сорбционной способностью и поглотительной емкостью обладают грунты, состоящие преимущественно из мелкодисперсных илистых частиц органического происхождения, что характерно для слабопроточных зарастающих водотоков и водоемов [Бреховских, Волкова, 1998; Китаев, 1983; Марей 1976; Liu et al., 1996; Mortimer, 1971]. Под воздействием гидродинамической активности водных масс (ветровые волнения, стоково-ветровые течения) происходит взмучивание твердых частиц дна, их трансседиментация и как следствие процесса - вторичное загрязнение водной среды. Этому способствует разрушение структуры донных отложений, раскрытие порового пространства, содержащего

воду с концентрациями химических веществ в десятки, а иногда и сотни раз превышающими их содержание в придонном слое воды. Поровые воды представляют собой среду первичной аккумуляции и перераспределения химических элементов и соединений. Таким образом, знание современного состояния донных отложений дает возможность оценки их влияния на водную среду.

Одним из наиболее объективных и надежных показателей состояния загрязнения водоема и общего уровня антропогенной нагрузки на него является содержание тяжелых металлов в донных отложениях, поскольку донные отложения отражают многолетние процессы накопления и трансформации веществ в водоеме. Кроме того, концентрации загрязняющих веществ значительно точнее можно оценить в осадке, чем в водной массе из-за высокой гетерогенности последней. Например, анализ геохимических данных о донных отложениях в маршах нижнего течения эфимерного водотока (северо-восточный Китай), параллельно с датировкой этих данных, позволил установить, что существенное загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами началось с 1950-х годов [Wang, Zhai, 2008].

Поступая в донные отложения, металлы аккумулируются поровыми и внутренними (грунтовыми) водами, карбонатами, глинистыми минералами, органическим веществом, гидроксидами железа и марганца, сульфидами, силикатами, компонентами биоты [Horowitz, 1991]. Металлы слабо подвержены биодegradации, обладают кумулятивным эффектом, длительное время сохраняют активность, что приводит к их долговременному влиянию на водную среду.

Сосредоточение в донных отложениях высоких концентраций тяжёлых металлов может представлять значительную опасность для экосистемы водоема, поскольку при определённых условиях тяжёлые металлы могут перейти из донных отложений в воду. Такие условия могут сложиться: при понижении pH, что может быть связано с прогрессирующим загрязнением соединениями серы; при понижении обеспечения кислородом придонных слоев водных масс, в застойных зонах, а также вследствие эвтрофирования; при росте поступлений естественных и некоторых синтетических соединений. На основе лабораторных исследований было показано, что при эрозии загрязненных металлами торфяников и попадании частиц в закисленные речные воды, происходит десорбция металлов и их концентрация в воде возрастает на 40-440 %. В течение 24 часов достигается равновесие. Такие условия характерны для района Пик вблизи крупных промышленных центров Англии [Rothwell, Evans, Allott, 2008].

По мере накопления донных грунтов происходит их частичное обезвоживание и разложение значительной доли органического вещества, что сопровождается миграцией некоторой части тяжёлых металлов в поверхностный слой осадков, более обогащённый водой и

органическим веществом [Горшков, Кондратова, 1980]. Выход металлов может осуществляться в новых более токсичных формах, представляя угрозу для жизнедеятельности гидробионтов и ухудшая качество воды [Коломийцев, Райнин, Мюллер, 2001; Родюшкин, 1995].

Выделяют пять основных механизмов аккумуляции микроэлементов в донных отложениях: 1) адсорбция на поверхности частиц донных отложений; 2) осаждение соединений элементов-гидролизаторов; 3) соосаждение минералов с гидроксидами железа, гидроксидами и карбоната марганца; 4) удержание металлов за счёт связей с органическим материалом; 5) внедрение элементов в кристаллическую решётку минералов. Сорбенты могут находиться во взвешях или входить в состав донных отложений. В результате действия этих факторов происходит иммобилизация элементов, то есть их вывод из водной среды и закрепление в составе донных отложений (временное «самоочищение» водной массы, но не водного объекта как экологической системы) [Дацко, Краснов, 1964; Плешков, Мухопад, 1979; Chalov et al., 2017; Gibbs, 1973].

Адсорбционная и десорбционная способность седиментов зависит от ряда факторов: состава отложений, их вертикальной структуры, динамического состояния водной среды, температуры, химического состава воды, гидрологических условий, степени эвтрофирования водоёма, характеристик и условий поступления металлов и других факторов [Веницианов, Кочарян, 1994]. Один из наиболее важных факторов, влияющих на адсорбционную способность металлов - удельная площадь поверхности частиц, зависящая от их размеров.

Сорбция происходит в результате процессов физико-химического (ионного) обмена, а также механического, физического, химического и биологического поглощения [Сергеев и др., 1973]. Так, при взаимодействии грунтов с водным раствором некоторое количество ионов поглощается грунтом, а вместо них в растворе в эквивалентных количествах появляются другие ионы, десорбированные с поверхности твёрдой фазы (ионный обмен). Механическое поглощение происходит в результате задержания тонкодисперсных минеральных частиц, взвешенных в воде, фильтрующейся через грунт вследствие неоднородности порового пространства и существования тупиковых пор. При биологическом поглощении адсорбция элементов происходит микроорганизмами грунта. Физическое поглощение – способность грунтов поглощать из воды вещества вследствие молекулярного взаимодействия. При этом поглощённые вещества химически не взаимодействуют с частицами грунта.

В результате химического поглощения или хемосорбции происходит образование труднорастворимых соединений, из-за чего в эквивалентных количествах могут поглощаться катионы и анионы. При этом существует два механизма хемосорбции: поверхностное комплексообразование и ионный обмен. Ионный обмен протекает благодаря наличию

постоянного заряда на поверхности алюмосиликатных минералов вследствие изоморфных замещений. Он не зависит от кислотно-щелочных условий среды. Нескомпенсированный заряд на поверхности не изменяется, и на поверхности грунта адсорбируется одинаковое количество ионов при разных количествах рН [Сергеев и др., 1973]. Процесс сорбции конкурирует с процессом комплексообразования, при этом процессы имеют разную скорость.

Выделяют три группы компонентов, вступающие в реакции с тяжёлыми металлами, попадающими в водоём [Саэт и др., 1990]:

1. Твёрдый обломочный материал, являющийся продуктом выветривания почв и горных пород, а также имеющий антропогенное происхождение. Это глинистые минералы, карбонаты, кварц, полевые шпаты. Поверхность этих компонентов обычно покрыта тонкой плёнкой Mn и Fe или органическими соединениями, которые и вступают в реакции взаимодействия с металлами.

2. Эндогенная фракция донных отложений, образующаяся в результате процессов, происходящих в водной фазе (осаждение, сорбция и т.д.).

3. Диагенетическая фракция, состоящая из компонентов, образующихся в ходе разложения захороненного органического материала и в результате реакций, проходящих в отложениях.

Важным классом природных сорбентов (или комплексонов) являются органические вещества (фульво- и аминокислоты, карбоновые кислоты, белки и т.д.). Однако, основную роль в связывании тяжёлых металлов играют гуминовые кислоты [Страд, 1984], которые могут образовываться в результате синтеза в водоёме; при распаде организмов и конденсации органических веществ с низким молекулярным весом; сорбции органического вещества с низким молекулярным весом на глинах и оксидах Mn и Fe [Грушко, 1979].

На процессы поглощения донными отложениями ионов тяжёлых металлов влияет изменение рН. Высокое значение рН обеспечивает устойчивость комплексов с растворённым органическим веществом. Понижение рН ведёт к растворению гидроксидов и карбонатов, и росту десорбции тяжёлых металлов вследствие конкуренции с H^+ [Белоконь, Нахшина, 1990].

Определённое влияние оказывает концентрация макрокомпонентов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+). Установлено, что в присутствии Ca^{2+} в интервале концентраций 0-4 мг/л, поглощение илом Zn уменьшается на 25 %, а при 40 мг/л его поглощение вообще не наблюдается. Влияние солей Mg^{2+} несколько меньше, чем Ca^+ . В том же интервале концентраций поглощение уменьшается на 18-20 %. Таким образом, порядок катионов по их влиянию на поглощение Zn донными отложениями $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+$ [Аникеев, 1987].

Тяжёлые металлы, включённые в состав донных отложений, претерпевают химическую эволюцию [Романова, 1988]. Это связано с изменением окислительно-восстановительных условий и восстановлением труднорастворимых соединений Mn^{4+} и Fe^{3+} до подвижных закисных форм Mn^{2+} и Fe^{2+} . В восстановительных условиях происходит образование сульфидов, нитритов, метана, активно идут процессы декомпозиции захороненного органического вещества. Роль продукционно-деструкционных процессов проявляется также в накоплении металлов в местах высокой биологической продуктивности. Затем, в процессе деструкции органического вещества, они выделяются в поровый раствор и мигрируют вдоль колонки осадков [Horowitz, 1991; Piper, 1973].

Продукционно-деструкционные процессы влияют на изменение кислотно-основных условий, приводящих к сдвигу карбонатного равновесия и к изменению величины pH. Окислительные условия препятствуют протеканию диффузионных процессов [Линник, Набиванец, 1986]. Таким образом, в результате химических, биологических, физических и других процессов, происходящих в донных отложениях в ходе диагенеза, происходит трансформация соединений тяжёлых металлов и перераспределение их концентраций по площади и глубине отложений. Отмечено, что в старых осадках тяжёлые металлы тяготеют к глинистым минералам, а в современных – к органическому веществу [Саг и др., 1990], что вполне объяснимо, поскольку в старых отложениях органическое вещество уже разложилось и основным механизмом удержания металлов в донных отложениях является их связь с мелкодисперсными частицами.

Если концентрации органической составляющей в поровых водах достаточно велики, тяжёлые металлы образуют комплексы с органикой. Около 80 % Fe и Cu, 40 % Ni, связанных с органическим веществом, в поровых водах в анаэробных условиях находится в коллоидной форме [Мур, Рамамурти, 1987]. Если же содержание органики в поровых водах невелико, происходит конкуренция между органическими комплексами и сульфидными (бисульфидными) ионами за металл. Расчёты показывают, что в присутствии сульфидов Zn, Cu и Cd не образуют комплексов с органикой [Мур, Рамамурти, 1987; Kemp et al., 1976]. Концентрации металлов, связанных как с растворённым, так и с коллоидным органическим веществом, уменьшаются в твёрдой фазе с глубиной и увеличиваются в поровых водах. Это может быть объяснено диагенетическими реакциями, включающими высвобождение металлов из органических комплексов и образование нерастворимых сульфидов, или же добавлением с увеличением глубины органических веществ с низким содержанием металлов, поступивших в поровые воды при выщелачивании гидроокисей Fe и Mn [Kemp et al., 1976]. Различие окислительно-восстановительных условий в воде и донных отложениях предполагает существование

граничного окислительного слоя, в котором происходит окисление и выпадение в осадок [Мизандронцев, 1990].

Диagenетические реакции приводят к накоплению металлов в поровых водах и создают градиент концентраций между поровой водой и водой водоёма [Паламарчук, 1972а]. Концентрационный градиент создаёт предпосылки для диффузии металлов из поровых вод в воды водоёма. Прекращается этот процесс при смене условий: если в придонном слое условия окислительные, то диффузия заканчивается в окисленном поверхностном слое донных отложений; в восстановительных условиях металлы могут выходить из донных отложений и влиять на гидрохимию водоёма [Петрова, Дурнова, 1990].

Водные организмы принимают активное участие во взаимодействиях, происходящих на границе между водой, взвешенным веществом и донными отложениями. Причём роль живого вещества может быть прямой, связанной с биоассимиляцией и концентрированием тяжёлых металлов, либо косвенной, выражающейся в изменении окислительно-восстановительных свойств и pH среды при биохимических процессах, а также в результате биотурбации животного и растительного происхождения. Биологическая активность – один из основных источников ремобилизации тяжёлых металлов.

Одна из важных характеристик состояния металлов в природных водах – молекулярная масса их комплексных соединений. Экологическая значимость молекулярной массы комплексных соединений тяжёлых металлов состоит в различной их биодоступности и биоусвояемости, а, следовательно, и токсичности в водной среде. Известно, что комплексные соединения тяжёлых металлов с относительно невысокой молекулярной массой сравнительно легко проникают через клеточные мембраны и могут, в зависимости от конкретного металла и лиганда, либо благотворно влиять на жизнедеятельность водных организмов, либо вызывать структурные и функциональные их нарушения [Моисеенко, 1997; Родюшкин, 1995].

Распределение и миграция металлов в водных системах контролируются в основном характером взаимодействия донных отложений, водной массы и биоты. Интенсивность поступления металлов из донных отложений зависит от их физической структуры и химической природы, определяющих силу связи с ними химических элементов. Физико-химические условия водной массы определяют формы миграции металлов: взвешенную, коллоидную, растворённую, ионную и в виде комплексных соединений [Мур, Рамамурти, 1987].

В зависимости от способа и путей переноса, особенностей физико-химических и биологических характеристик среды металлы могут находиться в разных формах и по-разному влиять на водные организмы. Именно от формы нахождения тяжёлого металла зависит его

биодоступность и токсичность, регулирующие процессы биоаккумуляции [Моисеенко, Даувальтер, Родюшкин, 1997].

Выход тяжёлых металлов из отложений возможен двумя путями: абиотическим и биотическим. Первый включает в себя процессы десорбции, растворения, ионного обмена, комплексообразования, коагуляции, диффузии металлов из поровых вод и некоторые другие. Биотический путь – это комплекс процессов, сопровождающих деятельность гидробионтов, приводящих к аккумуляции металлов в организмах, переходу из одних форм металлов в другие и переносу их из донных отложений в воду [Линник, Набиванец, 1986]. В зависимости от условий, процессы ремобилизации могут протекать с различной интенсивностью. Факторами ремобилизации тяжёлых металлов являются: изменения кислотно-основных свойств, окислительно-восстановительных условий, температуры, мутности, концентрации органических соединений, сульфидов и др.; продукционно-диструкционные и бактериальные процессы. Из поровых вод выход тяжёлых металлов осуществляется также за счёт уплотнения осадка, эрозии, взмучивания и биоперемешивания [Романова, 1988, Horowitz, 1991].

Комплексные соединения могут активизировать десорбцию тяжёлых металлов из суспензионного материала и донных отложений и негативно влиять на имеющиеся природные адсорбционные процессы, увеличивая концентрацию растворённых металлов [Линник, Набиванец, 1986; Calmano, Ahlf, Forstner, 1988]. Образование прочных растворимых комплексов с органическими лигандами – один из наиболее реальных путей десорбции тяжёлых металлов из донных отложений.

Из приведенного обзора исследований поведения тяжелых металлов в донных отложениях и других грунтовых комплексах следует, что в зарастающих водных объектах присутствие ВВР будет оказывать множественное разнонаправленное влияние, как на распределение концентраций металлов в донных отложениях, так и на процессы переноса на границе донные отложения - водные массы. Основными прямыми и опосредованными процессами, влияющими на распределение тяжелых металлов в донных отложениях зарастающих зон будут:

1) Низкий уровень гидродинамической активности водных масс, обусловленный надземными частями ВВР и их морфологическими особенностями, способствующий накоплению органического вещества и мелкодисперсных частиц, а также препятствующий выносу растворенных и взвешенных форм металлов.

2) Препятствие корневой системы ВВР размыву и взмучиванию донных отложений, в результате чего не происходит раскрытие порового пространства грунтов и выход поровых вод.

3) Выполнение ВВР множественных функций фиторемедиации, проявляющихся в фитостабилизации (первые два пункта этого перечня), фитоэкстракции, ризофльтрации,

фитоволатилизации, фитодеградаци и фитостимуляции [Казмирук и др., 2015]. Например, существенные различия в уровне накопления металлов (по концентрации и в связи с продуцируемой биомассой) разными видами ВВР, а также их надземными и подземными частями, с последующим удержанием и переносом после окончания периода вегетации, делают фитоэкстракцию одним из определяющих факторов миграции металлов в водном объекте.

4) Посредством изменения газо- и теплообмена с атмосферой, процессов фотосинтеза, транспорта кислорода внутри растений и накопления органического вещества, влияние ВВР и продуктов ее жизнедеятельности на рН среды, редокс условия, насыщение донных отложений кислородом, а, следовательно, на условия сорбции и ремобилизации тяжелых металлов. Дополнительным условием является глубина произрастания тех или иных видов.

5) Средообразующая роль ВВР для жизнедеятельности макро- и микроорганизмов, участвующих в процессах биосорбции, продукционно-деструкционных процессах и процессах изменения состояния среды (биотурбация, окислительно-восстановительные процессы).

6) Сезонные изменения условий накопления и мобильности тяжелых металлов, вызванные сезонностью развития ВВР и связанные с этим процессы накопления, разложения и выноса органического вещества, а также окислительно-восстановительные условия. Кроме того, на все перечисленные процессы накладываются условия внешней среды: климатические особенности территории и уровень антропогенной нагрузки, проявляющийся в уровне загрязнения донных отложений и множественных причинах деградации ВВР.

Хотя мелкодисперсные частицы преобладают не только в органических илах, но и в глинах, суглинках, лессах и минерализованных илах, в зарастающих зонах преобладают именно органические илы. При низкой гидродинамической активности водных масс формирование таких илов из местного органического материала происходит довольно быстро, так как фрагментирование растительного опада происходит на несколько порядков быстрее, чем минеральных частиц. Именно органические лиганды и мелкодисперсные частицы, благодаря их высокой удельной поверхности и высокой способности к катионному обмену, предполагают накопление, удержание и повышенное содержание металлов в донных отложениях [Gibbs, 2013; Horowitz, 1991]. В органических илах этот процесс усиливается благодаря мелкодисперсности органических частиц.

Закономерности распределения металлов в донных отложениях нами изучались на оз. Вселуг, Ивановском водохранилище, в отмелой зоне устьевого взморья Волги, на устьевом участке р. Линн, а также ветлендах Мак-Кей и Сеймур, расположенных на урбанизированных территориях. Кроме того учитывались релевантные результаты исследований донных отложений Ивановского водохранилища, полученные другими авторами [Законнов,

Григорьева, Законнова, 2018; Липатникова, 2011; Липатникова и др., 2014; Титаева, Гришанцева, Сафронова, 2007; Толкачев, 2007; Шепелева, 2004]. Все изучаемые нами разнотипные водные объекты имеют зарастающие зоны, что, несмотря на различный гидрологический режим, гидродинамическую активность водных масс, состав грунтового комплекса и степень антропогенного влияния, позволяет рассматривать общие закономерности влияния зарастания на содержание и пространственную дифференциацию металлов в донных отложениях.

Большие различия в концентрациях между различными металлами наблюдаемые в водных экосистемах обусловлены, прежде всего, их различным количеством в природной среде. Наиболее обильными металлами в природных средах являются Fe и Mn. Кроме того, Al и Fe основные компоненты минералов, составляющих глинистые грунты.

В донных отложениях Иваньковского водохранилища ряд убывания концентраций микроэлементов имеет вид: Fe > Al > Mn > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co, что близко к аналогичному ряду концентраций в воде этого водоема (см. раздел 4.3.). Только концентрации никеля, хрома и свинца для воды и донных отложений имеют различные соотношения. В поровых водах значения концентраций тяжелых металлов несколько иные. На первом месте по концентрации находится свинец. Вторую группу составляют элементы Cr > Ni > As > Co > Mn, имеющие концентрации 1,1-1,8 мг/л. Все другие из определяемых элементов в поровых водах наблюдаются в количествах не выше 0,1 мг/л. Исследования соотношения взвешенных и растворённых форм поступления тяжелых металлов в Иваньковское водохранилище показали, что Cr, Ni, Pb, Co, Cd, Zn и Mn мигрируют преимущественно в виде взвеси, а Cu и Fe преимущественно в растворённой форме.

Анализ пространственно-временной изменчивости содержания тяжелых металлов в донных отложениях Иваньковского водохранилища и построенных нами карт-схем для основных элементов [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006] показывает, что, хотя в целом по водохранилищу наблюдается кратное снижение концентраций тяжелых металлов, вызванное, по-видимому, спадом производства в 1990-е годы, в устьях заливов водоема эта тенденция проявляется слабо (таблица 5.9). Высокий уровень загрязнения донных отложений тяжелыми металлами наблюдался в Федоровском заливе в 1994 г., Мошковическом заливе в 1994 и 1995 гг. К районам со средним уровнем загрязнения донных отложений тяжелыми металлами относятся устья Видогощинского и Бабнинского заливов. Перетрусовский и Коровинский заливы загрязнены значительно меньше.

Различен также состав элементов, для которых в устьях заливов водохранилища наблюдается превышение содержания тяжелых металлов относительно фона. Так в Бабнинском

заливе к числу приоритетных загрязняющих веществ донных отложений относятся Zn и Ni, в Мошковичском заливе – Zn, Cr, Ni, Co, Pb. В целом заливы наиболее существенно загрязнены Zn, Ni, Co, Cr. Следует отметить, что наличие зарастающих зон способствует увеличению неравномерности распределения металлов по площади донных отложений водного объекта, ввиду повышенной гетерогенности типов, состава и свойств грунтов в этом случае. Это хорошо видно на картах-схемах состава донных отложений Иваньковского водохранилища [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006]. Аналогичную ситуацию наблюдали авторы работы [Szafran, Misztal, 2006] на двух мелких озерах в восточной Польше при зональном распределении погруженных макрофитов с различной биомассой.

Таблица 5.9. Средние значения коэффициента концентрирования тяжелых металлов в донных отложениях заливов Иваньковского водохранилища

Залив	Год	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
Видогощинский	1997	5,38	3,61	0,72	0,74	0,36	0,88	0,50
Бабнинский	1994	2,58	1,73	0,42	1,29	0,54	1,11	0,60
	1995	4,32	0,99	0,47	2,10	1,49	1,64	0,27
Мошковический	1994	15,17	1,69	0,54	1,83	0,62	1,49	0,90
	1995	7,84	1,02	1,43	3,04	2,04	1,83	0,34
Перетрусовский	1998	3,84	1,05	0,39	0,63	0,50	0,89	0,94
Федоровский	1994	11,08	7,76	0,34	1,34	0,32	0,77	0,66
Коровинский	1995	1,67	0,28	0,23	0,46	0,21	0,56	2,46
	1998	3,60	0,86	0,32	0,52	0,50	0,76	0,96

Статистический анализ пространственной дифференциации содержания тяжелых металлов в донных отложениях водохранилища показывает, что изменчивость концентраций достаточно разнообразна для различных микроэлементов. Диапазон колебаний коэффициентов вариации (C_v) концентраций составляет 0,15-0,68. Высокая неравномерность характерна для Pb (0,52), Ni (0,47), Co (0,46), Cu (0,42). Для Fe, Mn, Zn отмечено более однородное распределение. Величины C_v для Zn составляют 0,17-0,20, для Mn – 0,17-0,43, для Fe – 0,15.

По длине Иваньковского водохранилища распределение тяжелых металлов в донных отложениях в целом достаточно равномерное. При этом наблюдается несколько пиков, связанных с районами поступления тяжелых металлов (сбросы, притоки) и геохимическими и биологическими барьерами, способствующими накоплению тяжелых металлов в донных

отложениях. Так, более высокие концентрации тяжелых металлов в донных отложениях отмечаются в районах крупных промышленных центров - Тверь, Конаково, Мошковичский залив (Конаковская ГРЭС), на локально загрязненных участках (д. Плоски), в ряде заливов.

Общей закономерностью современного распределения тяжелых металлов в донных отложениях Иваньковского водохранилища является увеличение их содержания от зоны выклинивания подпора к плотине (таблица 5.10, рисунки 5.11-5.13). При этом наблюдается целый ряд закономерностей, вызванных гетерогенностью определяющих факторов, основным из которых выступает гидродинамическая активность водных масс. Так, коренное русло р. Волги в местах, где наблюдаются повышенные скорости стоковых течений и в составе донных отложений преобладают пески, имеет содержание тяжелых металлов ниже фоновых. Самые низкие концентрации наблюдаются в зоне влияния притоков, дренирующих территории со слабым антропогенным влиянием. Например, в устьевой области р. Созь и прилегающей к устью акватории содержание некоторых тяжелых металлов может быть на два порядка ниже, чем в заостровных пространствах Иваньковского плеса. Дополнительным фактором низкого содержания тяжелых металлов на этом участке являются регулярные работы по подводной добыче песчано-гравийной смеси.

Таблица 5.10. Среднее значение содержания металлов в поверхностном слое донных отложений (2000 г.) различных участков Иваньковского водохранилища и о. Вселуг (система Верхневолжских озер), мкг/г сухого грунта

Показатель	Верхневолжский плес	Средневолжский плес	Иваньковский плес	Шошинский плес	о. Вселуг
Cu	45,7	71,7	68,5	22,8	28,1
Ni	17,0	44,7	43,6	25,0	39,5
Zn	147,4	504,2	454,8	182,4	128,3
Co	6,6	19,7	19,3	10,3	17,8
Cd	1,7	2,7	5,1	2,1	2,1
Pb	15,4	35,7	26,7	23,1	23,1
Mn	900,8	1935,8	2693,3	990,9	2235,2
Fe	17073,8	62500,0	57777,8	28280,3	78571,4
Cr	38,5	110,7	92,3	50,0	65,4
Al	14392,5	48189,5	56734,6	26776,7	48480,0

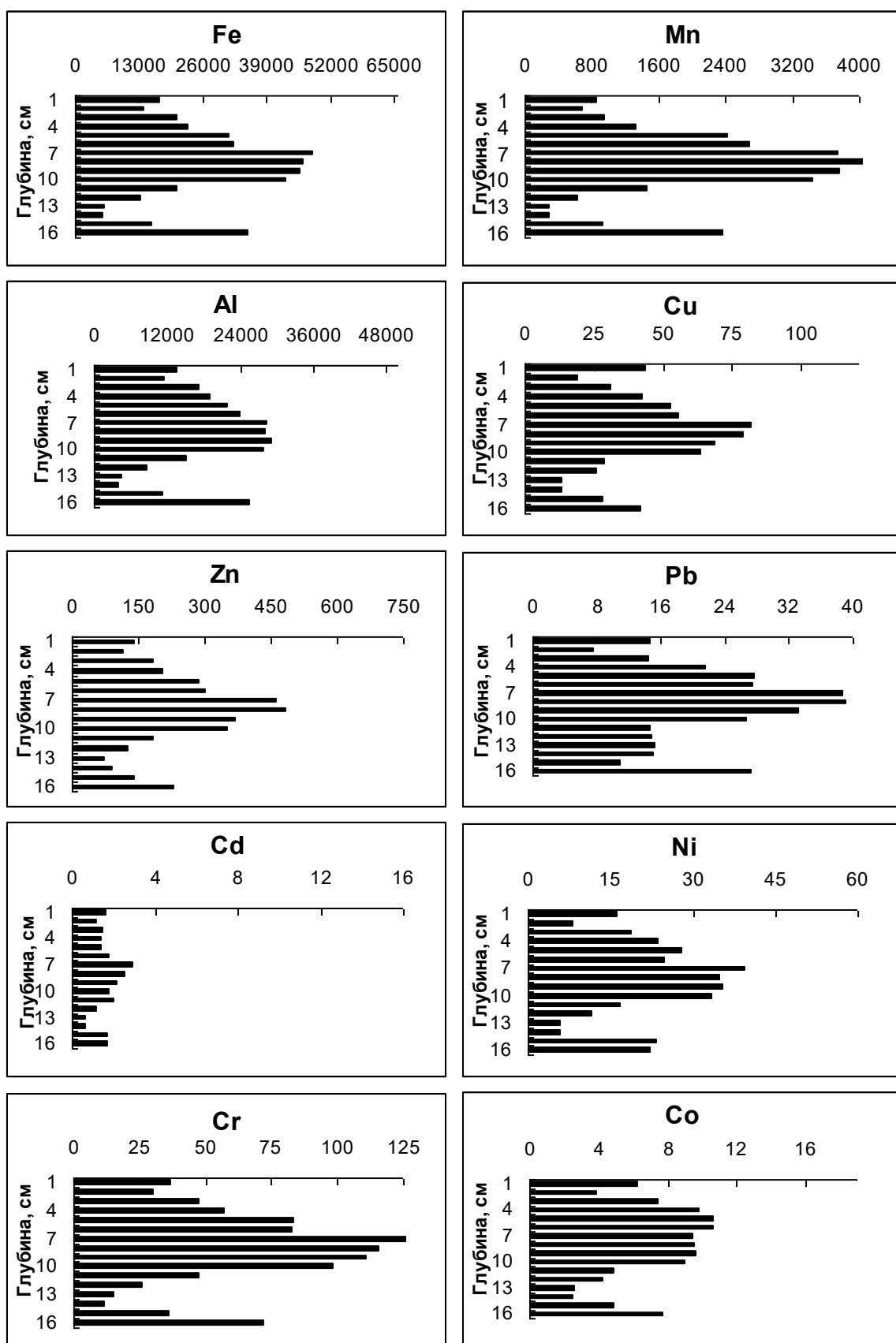


Рисунок 5.11. Вертикальное распределение Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях Волжского плеса Иваньковского водохранилища

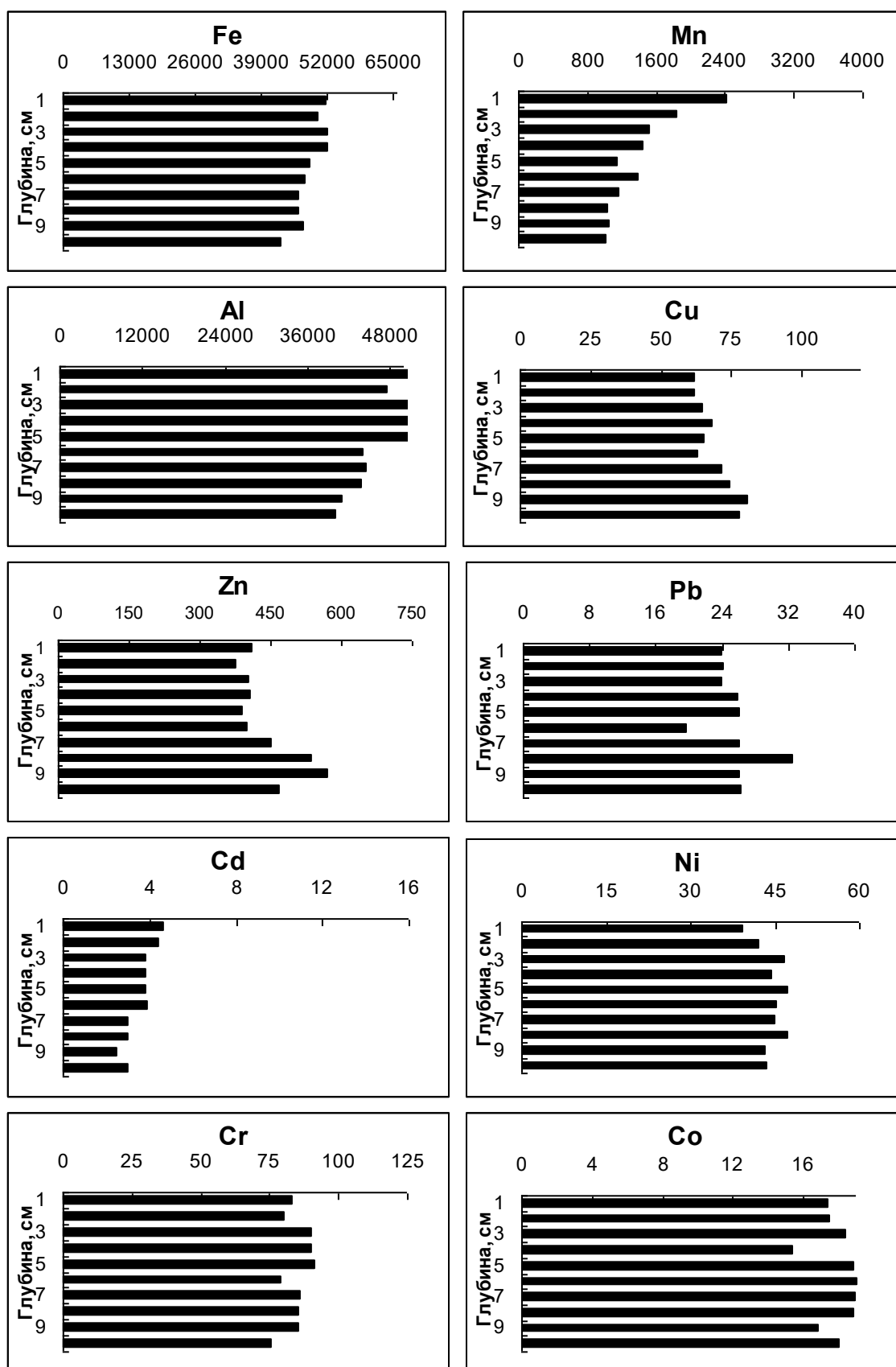


Рисунок 5.12. Вертикальное распределение Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях Иваньковского плеса Иваньковского водохранилища

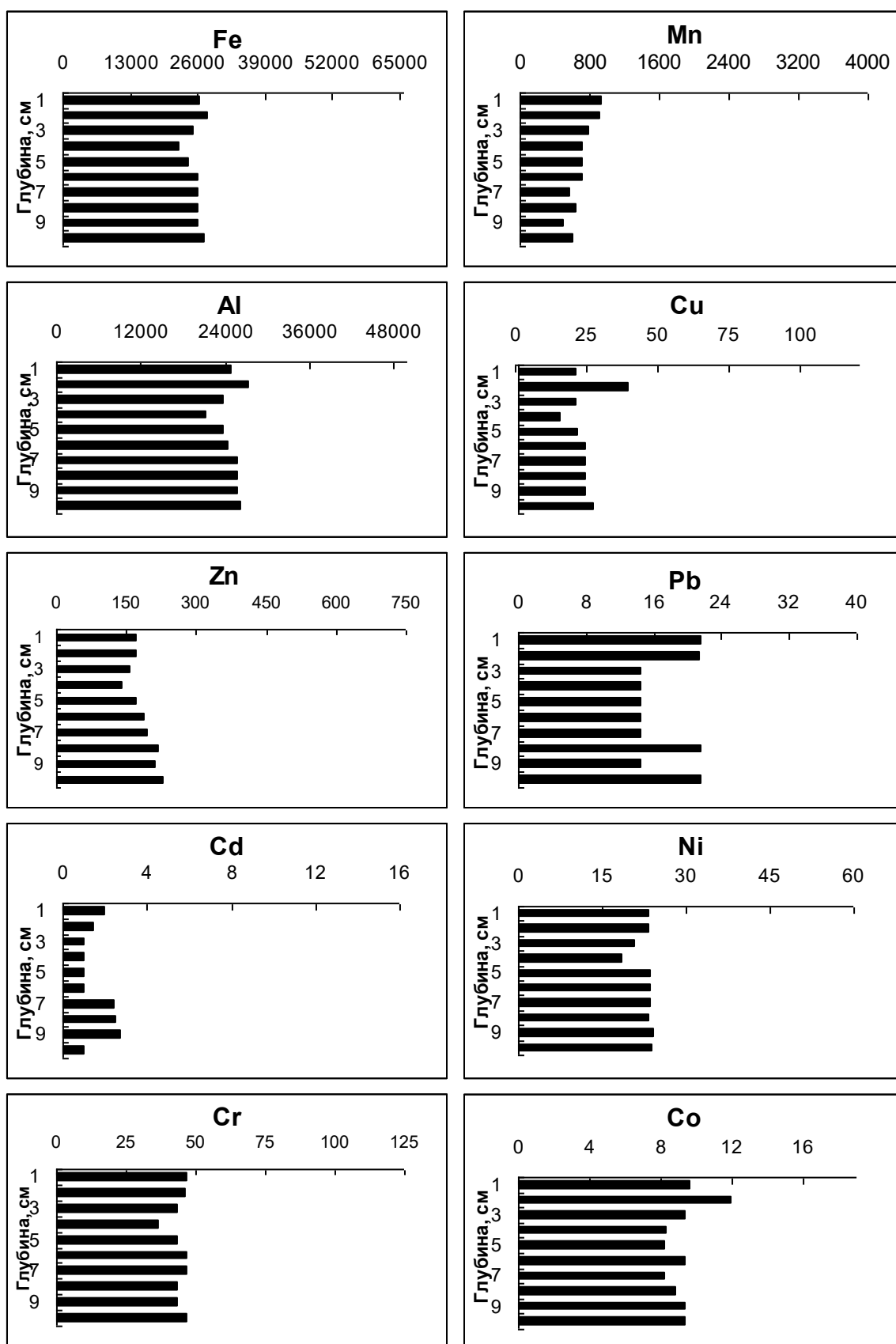


Рисунок 5.13. Вертикальное распределение Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях Шошинского плеса Иваньковского водохранилища

Наиболее чистые донные отложения на большей части Шошинского плеса. Этому способствует слабое антропогенное влияние и высокая ветро-волновая активность водных масс, препятствующая образованию органических илов. Вместе с тем, в донных отложениях мелководных плавневых массивов верховьев плеса, в устьевой области рек Ламы и Шоши наблюдается максимальное содержание алюминия для всей акватории Иваньковского водохранилища. По-видимому, здесь сказывается наложение целого ряда неблагоприятных факторов: поступление загрязненных вод от предприятий промзоны г. Волоколамска, илов и глины, слабая гидродинамическая активность водных масс.

Аналогичные условия, способствующие отложению органических илов, складываются и в других частях водоема, закрытых от ветро-волнового воздействия. Этому в значительной мере способствуют заросли ВВР. Большими массивами с повышенным содержанием тяжелых металлов в донных отложениях являются левобережные отмели в районе д. Выдогощи (зона выклинивания подпора), массив в районе Коренских островов и о. Низовка, заостровное пространство за островами Клиницы, Омутня, Шевница, особенно Перетрусовский и 1-й Бревновский заливы. При этом чем дальше расположено место от транзитного потока (фарватера), тем выше содержание тяжелых металлов в донных отложениях.

Характер вертикального распределения содержания металлов в донных отложениях различных участков водоема существенно отличается. Так, если в Шошинском плесе содержание металлов по глубине донных отложений распределено относительно равномерно, то в Иваньковском плесе наблюдается выраженное убывание Fe, Mn и Al с глубиной и, наоборот, для всех остальных металлов - в более глубоких слоях содержание элементов возрастает. По-видимому, загрязненные слои донных отложений за годы спада производства были перекрыты более чистыми донными отложениями. Аналогичная картина наблюдается в Волжском плесе, где на глубине 7-8 см от поверхности грунта существует ярко выраженный слой сильно загрязненных донных отложений.

Как было отмечено выше, вынос металлов из донных отложений зависит от форм, в которых металлы находятся в твердом скелете и в поровых растворах. Вынос металлов, в основном, идет через поровый раствор. Легкоподвижные соединения элементов твердого скелета могут обогащать воду металлами. Сравнение концентраций тяжелых металлов в придонных горизонтах водной массы водохранилища и в поровой воде свидетельствует о значительном обогащении поровых вод металлами по сравнению с водой придонных горизонтов (таблица 5.11). В то же время, изучение форм существования тяжелых металлов в твердом скелете грунта показало, что процент подвижных форм, могущих обогащать поровые воды, весьма низок (не выше 4 % от валового содержания), и основная масса металлов, не

связанная с органическим веществом, гидроксидами железа и марганца, находится в кристаллической решетке алюмосиликатов. Во взвешенных формах основной вклад вносит минеральная составляющая, которая для Fe, Ni, Zn, Cr и Cd может достигать 98 %.

Таблица 5.11. Содержание тяжелых металлов в поровых водах и придонных горизонтах водных масс водохранилища (Иваньковского плёс), мкг/л

Водная среда	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	Co	Ni	Cr
Поровые воды	157	90	2330	0,66	3,20	1,37	3,40	3,84
Придонные горизонты	19	4,1	24,6	0,16	0,95	0,40	1,03	1,24

Как и в воде Иваньковского водохранилища, в донных отложениях в ряду металлов наблюдается абсолютное преобладание Fe. Повышенные концентрации Fe постоянно присутствуют в воде Иваньковского водохранилища. Это связано, прежде всего, со значительной заболоченностью водосбора. Поступающие в водоем болотные воды имеют большие концентрации Fe (до 5 мг/л), в которых оно находится в виде комплексов с солями гуминовых кислот – гуматами. В глубоководной части водоема максимальные концентрации Fe наблюдаются в придонной воде на участке у д. Старое Мелково (зона выклинивания подпора). Эти процессы по-видимому характерны для всей Верхней Волги, так как из исследованных проб максимальное содержание Fe в донных отложениях наблюдалось в системе Верхневолжских озер (о. Вселуг) (рисунок 5.14). В донных отложениях Иваньковского водохранилища содержится 0,5-5,1 % Fe. Наибольшее содержание Fe наблюдается в заболоченной зоне верховьев Шошинского плеса, на устьевых участках притоков и в заостровных пространствах Иваньковского плеса, где происходит интенсивная аккумуляция мелкодисперсных органических илов. Минимальное количество Fe содержат пески верховьев Волжского плеса, прибрежные песчаные отмели в районе о. Низовка, волнобойная зона придамбовых участков Шошинского и Иваньковского плесов, а также месторождение песчано-гравийной смеси в районе Плывучих островов.

Алюминий в воде и донных отложениях Иваньковского водохранилища имеет порядок концентраций аналогичный содержанию Fe. Как уже было сказано, это один из самых распространенных элементов в земной коре, занимающий третье место после кислорода и кремния. Основные формы нахождения Al определяются его большим сродством с кислородом и способностью замещать в силикатах атомы кремния, преобразуя их в алюмосиликаты (полевые шпаты, слюды, нефелин, цеолиты и т.д.), в процессе химического выветривания которых образуются глины. Соединения Al не рассматриваются как особо токсичные.

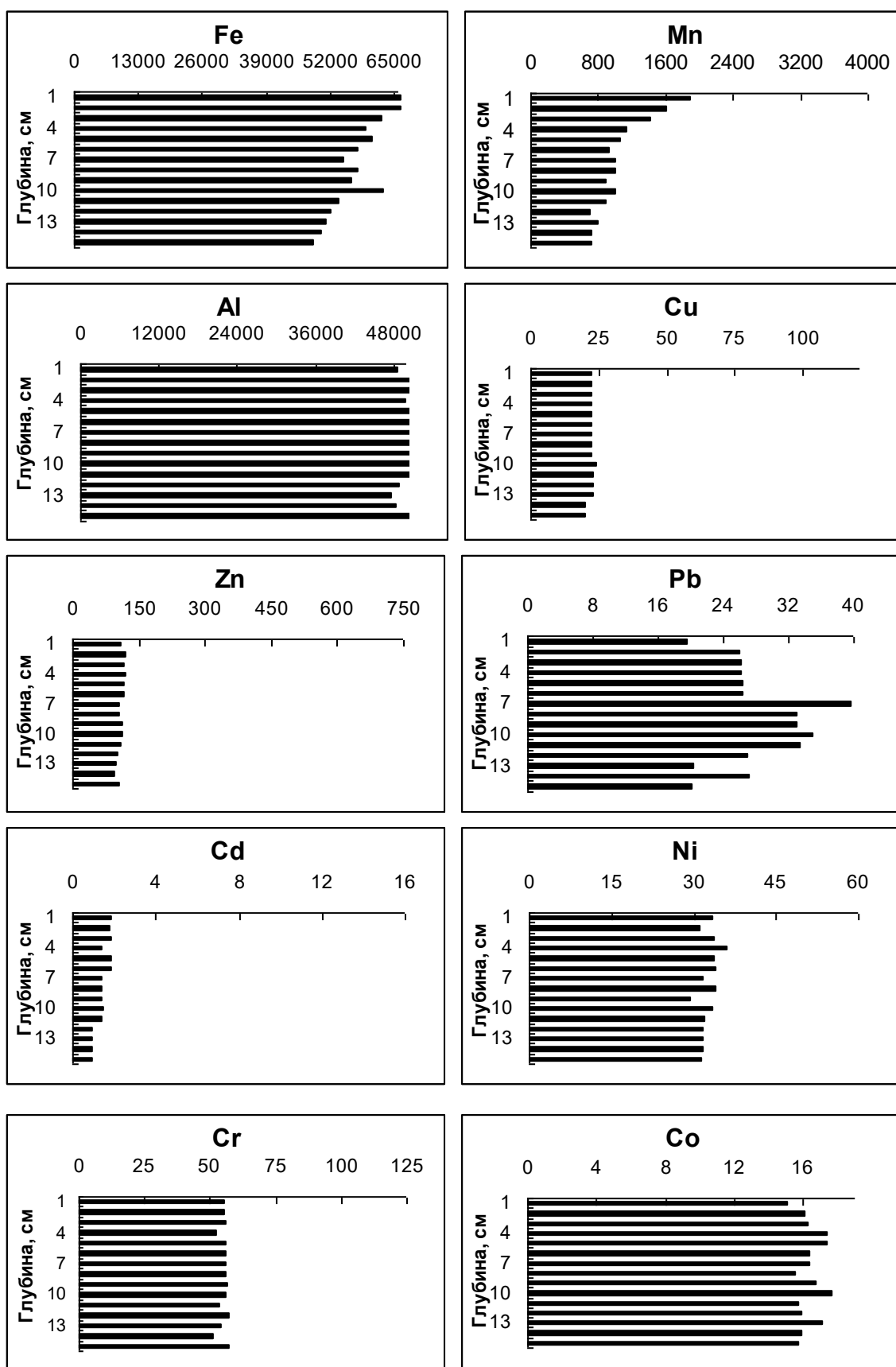


Рисунок 5.14. Вертикальное распределение Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях оз. Вселуг (система Верхневолжских озер)

Органические илы и отложения из макрофитов играют разностороннюю роль в накоплении Al в донных отложениях. При поступлении сточных вод органические илы сорбируют соединения, содержащие Al, но, с другой стороны, в органических илах наблюдается повышенное содержание фульвовых кислот, которые в основном связаны с несиликатными формами Fe и Al и находятся в адсорбированном состоянии на поверхности глинистых минералов. Поскольку в Ивановском водохранилище большая часть илов образуется на основе разнофракционных кварцево-полевошпатовых песков, то органические илы, как правило, имеют низкие содержания Al. Как уже было отмечено, исключения составляют, верховья Шошинского плеса.

Еще одним элементом, концентрации которого довольно высоки в водных экосистемах является марганец. Марганец участвует в процессах восстановления нитратов, способствует утилизации диоксида углерода растениями, ассимиляции ими азота и в ряде других биохимических процессов. Главная форма миграции соединений Mn – взвеси, состав которых зависит от состава донных отложений, а также коллоидные гидроокисы тяжелых металлов и сорбированные соединения Mn. Значительные количества этого элемента поступают в процессе разложения остатков водных животных и растительных организмов, особенно сине-зеленых, диатомовых водорослей и ВВР. Mn, как и Zn, и Cu принадлежит к числу микроэлементов. Они вносятся в почву с микроудобрениями, поскольку необходимы для нормальной жизнедеятельности растений, но, поступая в водоем и достигая высоких концентраций, он оказывает негативное воздействие на гидробионтов. Главные факторы, влияющие на переход Mn во взвешенное состояние – значения pH и Eh. Существенную роль в миграции Mn в растворенной и коллоидной формах играют органические вещества, с которыми он образует комплексы [Зенин, Белоусова, 1988].

Содержание Mn и Fe в донных отложениях имеет сезонную динамику. Максимальное содержание этих элементов в донных отложениях Ивановского водохранилища наблюдается на устьевых участках притоков в начале осени, что, по-видимому, связано с интенсивным поступлением с водосбора и седиментацией взвешенных частиц, источниками которых являются начавшие разлагаться остатки организмов этого года вегетации. Абсолютный максимум за весь период наблюдений имел место на устьевом участке р. Сучок, где залегает мощный слой органических илов.

То же самое наблюдается на мелководьях приплотинной части водохранилища и в зоне выклинивания подпора, где происходит гашение кинетической энергии потока и отложение взвешенных частиц. При этом максимальные значения содержания Mn наблюдаются на участках отмелей, расположенных вблизи от транзитного потока (фарватера). В отдаленных от

фарватера заросших мелководьях и заливах содержание Mn ниже. По-видимому, основная масса соединений Mn поступает с водосбора с водой притоков, а затем в водохранилище перемещается во взвешенном состоянии и при падении скоростей течения воды оседает в прирусловой части водоема, где накапливается. На таких участках Mn слабо связан с внутриводоемным круговоротом веществ.

Судя по характеру распределения Mn, можно предположить, что он транспортируется на относительно крупных частицах. Поступлению соединений Mn в заливы препятствует их удаленность от фарватера и заросли ВВР, которые интенсивно фильтруют воду, сорбируют взвесь и способствует вовлечению Mn в круговорот веществ в водоеме. В этих процессах участвует, как сама ВВР, так и сопутствующие ей сине-зеленые и диатомовые водоросли, зоопланктон и бактериальное население зарослей.

Цинк также относится к числу активных микроэлементов, способствующих росту и нормальному развитию растительных микроорганизмов. Однако, многие его соединения, и, прежде всего, сульфат и хлорид, токсичны. Большая часть Zn в донных отложениях связана гидроксидами Mn и Fe. Так в донных отложениях днепровских водохранилищ 50-70 % Zn ассоциировано с оксидами Mn и Fe [Нахшина, Белоконь, 1990]. Источники поступления цинка столь же разнообразны, как и его применение. Заметную роль здесь играют процессы и продукты гальванических производств, производств пергаментной бумаги, минеральных красок и синтетического волокна.

Содержание Zn в воде и донных отложениях различных участков Иваньковского водохранилища может отличаться более чем в 10 раз. Так как основное поступление цинка в донные отложения водоема имеет техногенное происхождение, оно и определяет современное пространственное распределение этого элемента. Содержание Zn в донных отложениях водохранилища в настоящее время колеблется в пределах 72,6-875,0 мкг/г. Для оз. Вселуг этот диапазон равен 93,7-120,0 мкг/г, что близко к фону почв мира и фону донных отложений рек Московской области. Минимальные величины наблюдаются в относительно чистом Шошинском плесе (<0,0005 % массы сухого грунта), а максимальные – в застойных зарастающих зонах приплотинной части водоема. При этом абсолютный максимум был зафиксирован в зарослях Перетрусовского залива на глубине 18-21 см от поверхности дна (рисунок 5.15). Более глубокие слои, расположенные на глубине около 24-30 см, были в 7-8 раз чище. То же самое наблюдается в слоях, расположенных ближе к поверхности дна, где содержание Zn постепенно уменьшается с 0,078 до 0,053 %. Аналогичная картина имеет место в заиленной русловой ложбине в районе г. Конаково. Здесь содержание Zn максимальное на глубине 10 см и уменьшается к поверхности в 1,7 раза. По этим данным можно судить о том,

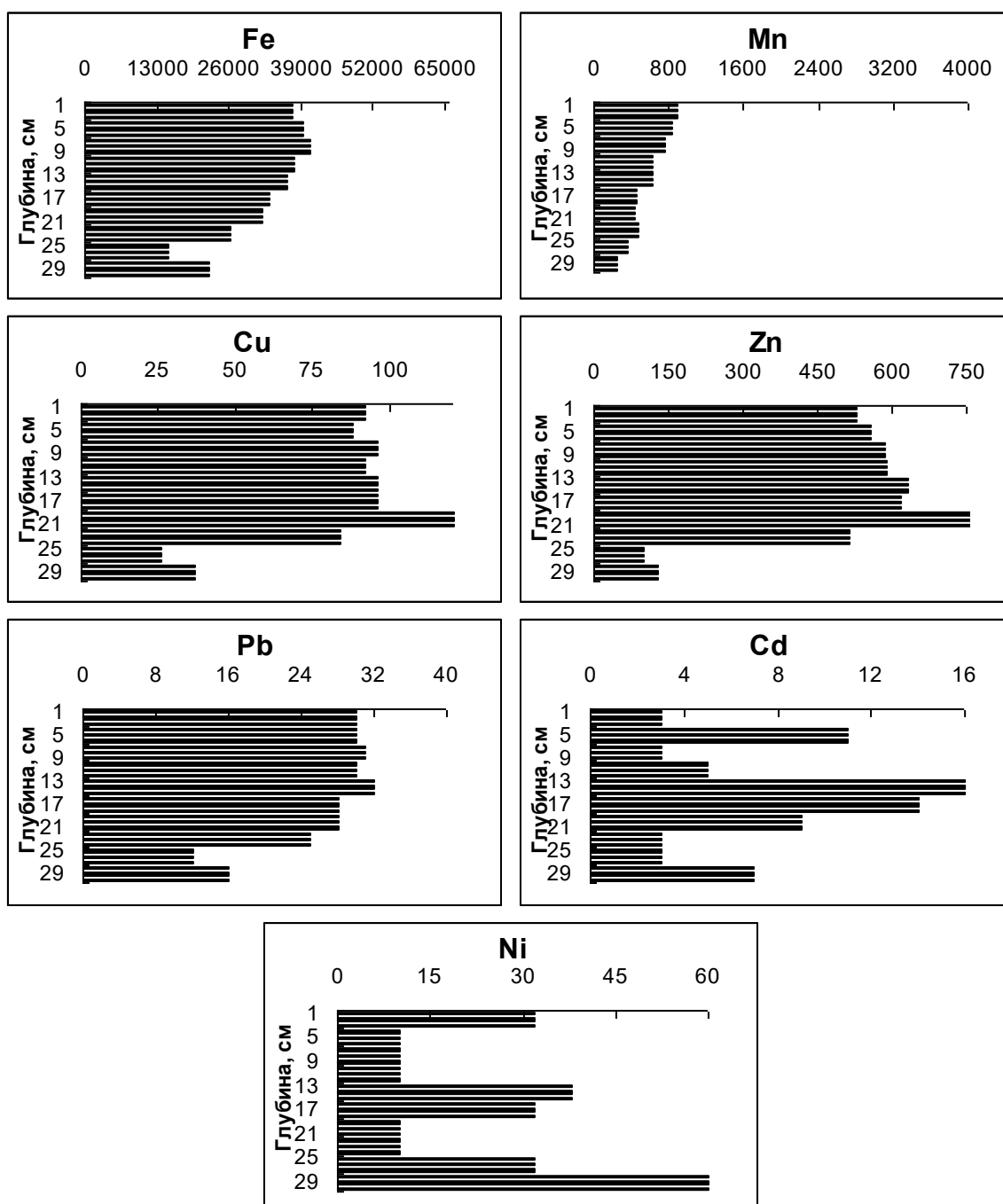


Рисунок 5.15. Вертикальное распределение Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni (мкг/г сухого веса грунта) в донных отложениях Перетрусовского залива Иваньковского водохранилища

что происходит постепенное очищение верхних слоев иловых донных отложений, как зарастающих мелководий, так и заиленной русловой ложбины Иваньковского водохранилища. Основными механизмами очищения донных отложений являются перекрывание грязных слоев более чистыми и постепенное депонирование тяжелых металлов, а также десорбция металлов в поверхностные водные массы. 44-57 % цинка в донных отложениях Иваньковского водохранилища находится в обменной форме, что, по-видимому, связано с ассоциацией Zn с

оксидами Mn и Fe и органическим веществом. Содержание Zn хорошо коррелирует с содержанием органического вещества. Это видно не только по корреляционным зависимостям, но и в результате послойного анализа колонок грунта. Нахождение Zn в донных отложениях в биодоступной форме отмечается многими исследователями [Gibbs, 2013].

Характерной особенностью меди в природных водах является ярко выраженная способность этого элемента сорбироваться взвешенными веществами и донными отложениями путем адсорбции на поверхности гидроксидов Mn и Fe, ионного обмена с глинистыми минералами, взаимодействия с высокомолекулярными органическими соединениями. В связи с этим Cu характеризуется как слабоподвижный элемент [Линник, Набиванец, 1986]. Отмечается высокая степень (до 99 %) закомплексованности Cu в поровых водах донных отложений с органическим веществом, особенно с гуминовыми кислотами [Мур, Рамамурти, 1987]. Медь относится к числу активных микроэлементов, участвующих в процессе фотосинтеза и влияющих на усвоение азота растениями. Вместе с тем избыточные концентрации Cu оказывают неблагоприятное воздействие на растительные и животные организмы. В донных отложениях Иваньковского водохранилища также наблюдается абсолютное преобладание органической формы Cu, которое колеблется в пределах 65-96 %. Только в отдельные периоды на локальных участках водоема органическая составляющая Cu может уменьшаться до 36 %. Пределы изменения содержания Cu в донных отложениях Иваньковского водохранилища в современных условиях 12,9-88,3 мкг/г. Для донных отложений оз. Вселуг пределы колебания 19,5-23,7 мкг/г, что примерно в полтора раза меньше фона.

В пространственной дифференциации содержания Cu по акватории Иваньковского водохранилища главенствующую роль играют источники поступления этого элемента и условия аккумуляции органического вещества. Оба эти фактора накладываются в зоне выклинивания подпора: с одной стороны, поступление Cu из верховьев р. Волги и со сточными водами промышленных предприятий г. Твери, а с другой – формирование торфянистых илов в застойных и слабопроточных зонах зорастающих и заболачивающихся мелководий. Здесь и наблюдаются максимальные концентрации Cu.

Второй зоной повышенного содержания Cu является заиленная русловая ложбина в районе г. Конаково. Доминирующим фактором накопления Cu здесь являются сточные воды города. Третья зона расположена в Иваньковском плесе и объединяет заостровные мелководные зарастающие и заболачивающиеся пространства, а также устьевые участки некоторых заливов. На общем фоне выделяются Перетрусовский, Омутнянский и Федоровский заливы, грунты которых представлены илами и торфянистыми илами. Заливы имеют минимальный водообмен, особенно в придонной области, в результате чего, соединения Cu,

поступившие в период повышенных сбросов Cu в поверхностные воды и сорбированные грунтами, в настоящее время удерживаются в грунтовой толще. В этой зоне содержание Cu хорошо коррелирует с содержанием Fe, а ее распределение по глубине донных отложений практически полностью повторяет распределение Zn (см. рисунок 5.11), а также близко к распределению Pb.

Низкие концентрации Cu наблюдаются в зонах распространения песков. Это, прежде всего, первичные грунты в районе Пывучих островов. Сложный гидродинамический режим этого участка водоема, обусловленный резким сужением, поворотом, а затем расширением коренного русла р. Волги, наличием множества низких песчаных островов и впадением одного из крупных притоков водоема р. Созь, препятствует формированию здесь устойчивых донных отложений, особенно органических илов. Таким образом, гидродинамическая активность водных масс является одним из определяющих факторов накопления Cu в донных отложениях водоема. Это хорошо прослеживается на прибрежных песчаных отмелях в приплотинной зоне водохранилища. Зона находится на удалении от основных источников поступления Cu в донные отложения, а состав грунтов и постоянная гидродинамическая активность водных масс препятствуют задержанию и накоплению Cu. Даже в зарослях тростника обыкновенного на прибрежных песчаных отмелях содержание Cu минимально. Возможно, этому способствует поглощение Cu растениями с последующим выносом растительного опада за пределы мелководья, в чем проявляется одна из функций фиторемедиации.

Аналогичные свойства и поведение в донных отложениях обнаруживает никель. Ni характеризуется как металл со средними комплексообразующими свойствами и средней подвижностью. Как и Cu в поровых водах Ni связан в комплексы с высокомолекулярными гумусовыми соединениями, наиболее часто с аминокислотами, гуминовыми и фульвовыми кислотами, а также в виде прочного цианидного комплекса. Степень закомплексованности достигает 40-80 % [Линник, Набиванец, 1986]. Поступление Ni в воду и донные отложения Иваньковского водохранилища в равной степени может иметь природное и антропогенное происхождение. Ni поступает из почв и в результате распада растительных и животных организмов. Повышенное содержание Ni наблюдается у сине-зеленых водорослей, распространение которых характерно для Иваньковского водохранилища. В экосистему водоема Ni также поступает со сточными водами.

В системе «вода-донные отложения» содержание Ni существенно зависит от pH среды. При повышении значений pH в осадок выпадают цианиды, сульфиды, карбонаты и гидроксиды [Зенин, Белоусова, 1988]. В воде Ni может находиться в растворенном, взвешенном и коллоидном состоянии, количественное соотношение между которыми зависит от состава воды,

температуры и значений pH. Сорбентами соединений Ni могут быть гидроксид железа, органические вещества, высокодисперсный карбонат кальция, глины. Зависимость содержания Ni от состояния внешней среды обуславливает сезонные изменения его концентраций и форм существования. В летний период содержание Ni в донных отложениях Иваньковского водохранилища обычно возрастает.

Общее содержание Ni в донных отложениях водохранилища ниже чем Cu, хотя на некоторых участках может быть в 2-3 раза выше. Явно выраженной закономерности здесь не прослеживается. По-видимому, это обусловлено различным происхождением этих элементов в экосистеме водохранилища и их отношением к изменениям внешней среды. Пределы колебания содержания Ni в донных отложениях водохранилища – 5,7-52,7 мкг/г, в оз. Вселуг – 29,4-35,8 мкг/г.

Одним из наиболее токсичных тяжелых металлов является свинец. В поверхностных водах Pb находится в растворенном состоянии или в сорбированном на частицах. В растворенной форме он встречается в виде минеральных и органоминеральных комплексов, а также простых ионов, в нерастворенной – главным образом в виде сульфидов, сульфатов и карбонатов. Pb хорошо адсорбируется взвешенными веществами. Количество Pb, а также Cd, сорбированного на взвешенных частицах может превышать 80 % (см. раздел 4.3). Кроме того, в числе других металлов Pb извлекается и накапливается гидрокарбонатами [Зенин, Белоусова, 1988].

Пределы изменения содержания Pb в донных отложениях Иваньковского водохранилища составляют 7,4-39,1 мкг/г, что близко к пределам изменения этого элемента в оз. Вселуг – 19,5-39,6 мкг/г и находящегося в том же регионе. При этом основная масса Pb (67-75%) находится гидроксидной форме, особенно летом. Наиболее контрастно распределение Pb в Шошинском плесе, в районе его пересечения с автодорожной дамбой трассы Москва – Санкт-Петербург. Следует отметить, что для Pb характерна наибольшая неоднородность распределения среди тяжелых металлов, что, по-видимому, обусловлено химическими свойствами этого элемента. По опыту автора, при аналитических определениях атомно-адсорбционным методом именно определение концентрации Pb всегда дает наибольший разброс. Даже в поверхностной воде концентрации Pb участков водоема могут различаться в 22 раза.

Закономерности пространственной дифференциации Pb аналогичны другим антропогенно обусловленным тяжелым металлам, в частности пространственному распределению Cu. Максимальные значения наблюдаются в торфянистых илах зоны выклинивания подпора. Накопившееся здесь количество Pb даже выше, чем в грунтах в районе сброса сточных вод г. Твери. Таким образом, состав грунтов, особенно содержание в них органических веществ,

может быть определяющим фактором накопления Pb в донных отложениях. Подтверждением этому являются повышенные содержания Pb в торфянистых илах Коровинского залива, иловых отложениях устьевого участка Федоровского залива, в илах старого карьера песчано-гравийной смеси в районе д. Городище, в русловой ложбине в районе г. Конаково. На всех приведенных участках гидродинамическая активность в придонном слое воды минимальна. В районе г. Конаково накладываются два фактора, благоприятных для накопления Pb в донных отложениях: близость к источнику поступления Pb в донные отложения и их состав. Как и для многих тяжелых металлов, минимальное содержание Pb наблюдается в песчаных отложениях в районе Плывучих островов.

В предыдущем разделе было показано, что у многих физико-химических характеристик донных отложений существуют линейные связи с их гранулометрическим составом. Еще более сложные зависимости наблюдаются между гранулометрическим составом донных отложений и содержанием в них микроэлементов (таблица 5.12). Проведенное нами исследование для участков Верхней и Нижней Волги показало, что теснота и направленность связей может сильно варьировать для разных участков водоемов, типов грунтов и уровня антропогенной нагрузки [Бреховских и др., 2002; Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006], однако для большинства микроэлементов, концентрации которых связаны с антропогенным воздействием, а не с доминированием в окружающей среде, частицы размером 0,05-0,01 мм являются основным накопителем и переносчиком. Частицы именно такого размера имеют органическое происхождение и преобладают в органических илах. Второй диапазон размеров частиц, с которым тесно связаны многие металлы является 0,5-0,25 мм. Из этой схемы выпадает Cd, который более тесно связан с частицами размером 0,1-0,05 мм, а также Mo связанный частицами размером 0,25-0,1 мм.

Растительность, особенно жесткая воздушно-водная, способствует созданию обособленных застойных зон, накоплению органических илов и депонированию металлов, в результате чего возникают существенные вариации в их распределении по глубине донных отложений (рисунок 5.16). Хотя нет прямой зависимости между содержанием металлов в поверхностной воде, тканях ВВР и в донных отложениях, что видно из наших данных (см. раздел 2.4) и из результатов исследований других авторов, которые рассматривали десятки различных видов ВВР и большинство распространенных металлов [Gibbs, 2013], основная роль ВВР состоит не в прижизненном поглощении металлов, хотя она тоже важна, а в создании биомассы (органического вещества) и, после отмирания надземных частей макрофитов, удержании ее в донных отложениях, тем самым создавая условия накопления металлов. Для многих металлов существуют устойчивые линейные или логарифмические зависимости между

их концентрацией в донных отложениях и уровнем накопления органического вещества (рисунок 5.17). В зонах устойчивой седиментации наблюдаются повышенные концентрации тяжелых металлов и происходит их депонирование, следствием чего могут быть локальные геохимические аномалии. В зарослях ВВР по сравнению с донными отложениями проточных участков, содержание тяжелых металлов выше: Mn - в 1,8-2,3 раза, Co - 1,4, Ni - 1,4, Cu - 1,5-1,6, Zn - 1,7-1,8, Pb -1,4.

Таблица 5.12. Коэффициенты корреляции между содержанием тяжелых металлов в донных отложениях и их гранулометрическим составом в отмелой зоне устьевого взморья Волги

Размер частиц, мм	Mn	Fe	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Pb
> 1	0,30	0,12	0,71	0,09	-0,26	-0,31	-0,22	0,15	-0,90	-0,20
1-0,5	0,50	-0,56	0,10	0,48	0,52	0,61	0,60	-0,24	-0,19	0,45
0,5-0,25	0,35	-0,34	0,28	0,64	0,78	0,70	0,75	-0,92	0,02	0,76
0,25-0,1	-0,46	0,37	-0,51	-0,89	-0,84	-0,75	-0,81	0,73	0,16	-0,81
0,1-0,05	-0,66	0,20	-0,08	-0,11	-0,03	-0,12	-0,18	0,08	0,65	0,14
0,05-0,01	0,50	-0,37	-0,10	0,77	0,88	0,88	0,90	-0,68	0,24	0,70
0,01-0,005	0,16	-0,46	-0,13	0,21	0,39	0,42	0,43	-0,68	0,14	0,14
0,005-0,001	0,29	0,58	-0,36	0,15	0,10	0,08	0,09	0,34	0,12	0,17
< 0,25	-0,55	0,26	-0,67	-0,51	-0,33	-0,28	-0,37	0,35	0,72	-0,33
< 0,1	-0,07	-0,15	-0,15	0,49	0,65	0,59	0,56	-0,49	0,63	0,61
< 0,05	0,49	-0,37	-0,12	0,74	0,86	0,86	0,88	-0,70	0,25	0,67
< 0,01	0,23	-0,22	-0,26	0,28	0,47	0,47	0,49	-0,70	0,25	0,26
<0,005	0,04	0,71	-0,17	0,01	-0,05	-0,13	-0,12	0,34	0,12	0,14
<0,001	-0,55	0,48	0,38	-0,31	-0,35	-0,51	-0,50	0,09	0,04	-0,03

Как уже было отмечено, присутствие ВВР может изменить физико-химические условия в донных отложениях и последующую подвижность металлов, особенно в ограниченной области вокруг корней и корневищ, известной как ризосфера [Cambrolle et al., 2008]. Макрофиты приспособились к росту в бескислородных донных отложениях. Анатомическое строение корней растений благодаря наличию больших воздухоносных полостей (аэренхимы) облегчает нисходящую диффузию кислорода из надземных аэрируемых органов в корни. Из-за выделения кислорода, поступающего из листьев, корнями растений, редокс условия в ризосфере могут сместиться в сторону окисления, вызывая окисление сульфидов и высвобождение связанных

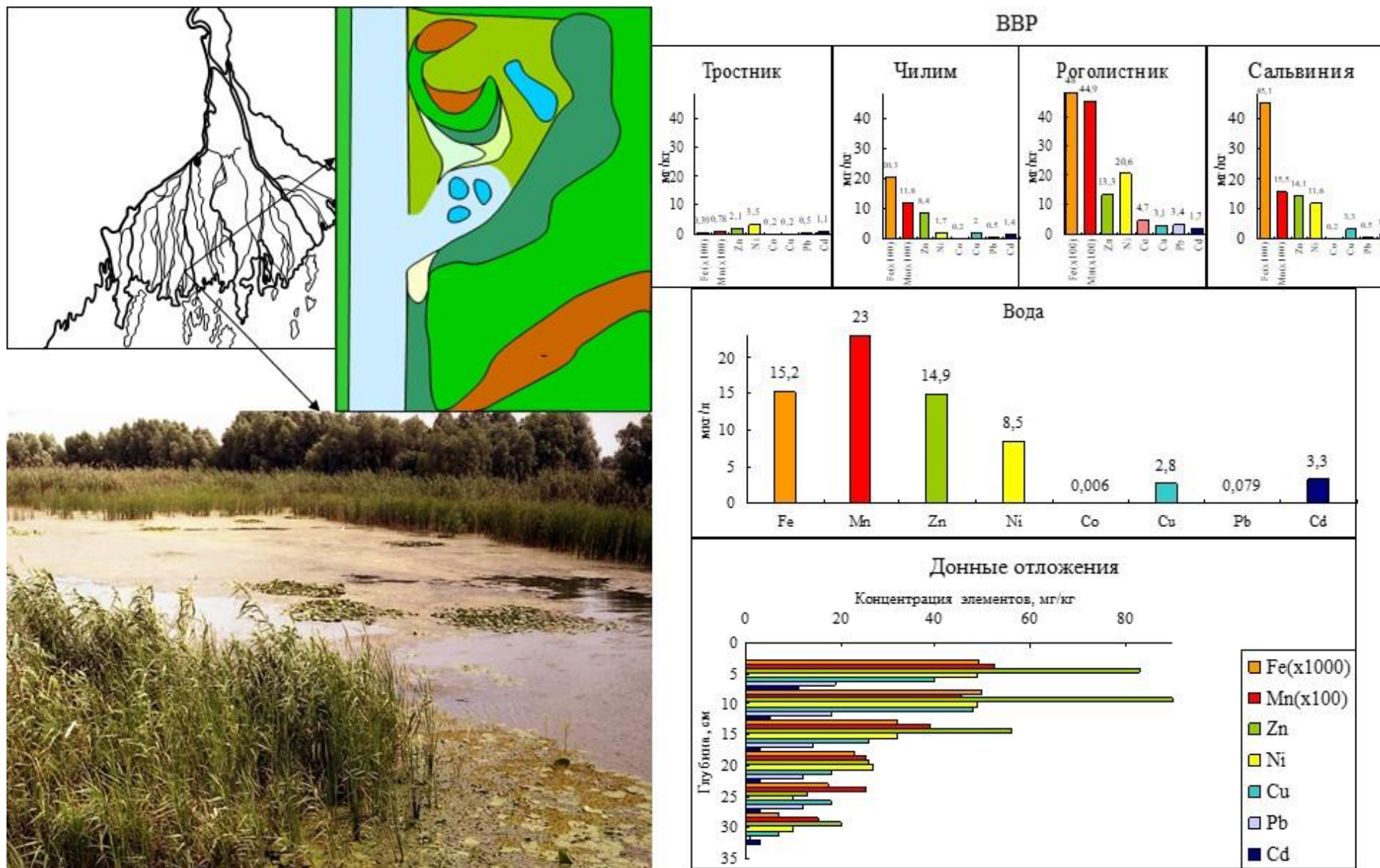


Рисунок 5.16. Пример зарастания и распределения тяжелых металлов в воде, донных отложениях и ВВР на одном из участков устьевой области Волги (условные обозначения для ВВР см. на рисунке 1.3)

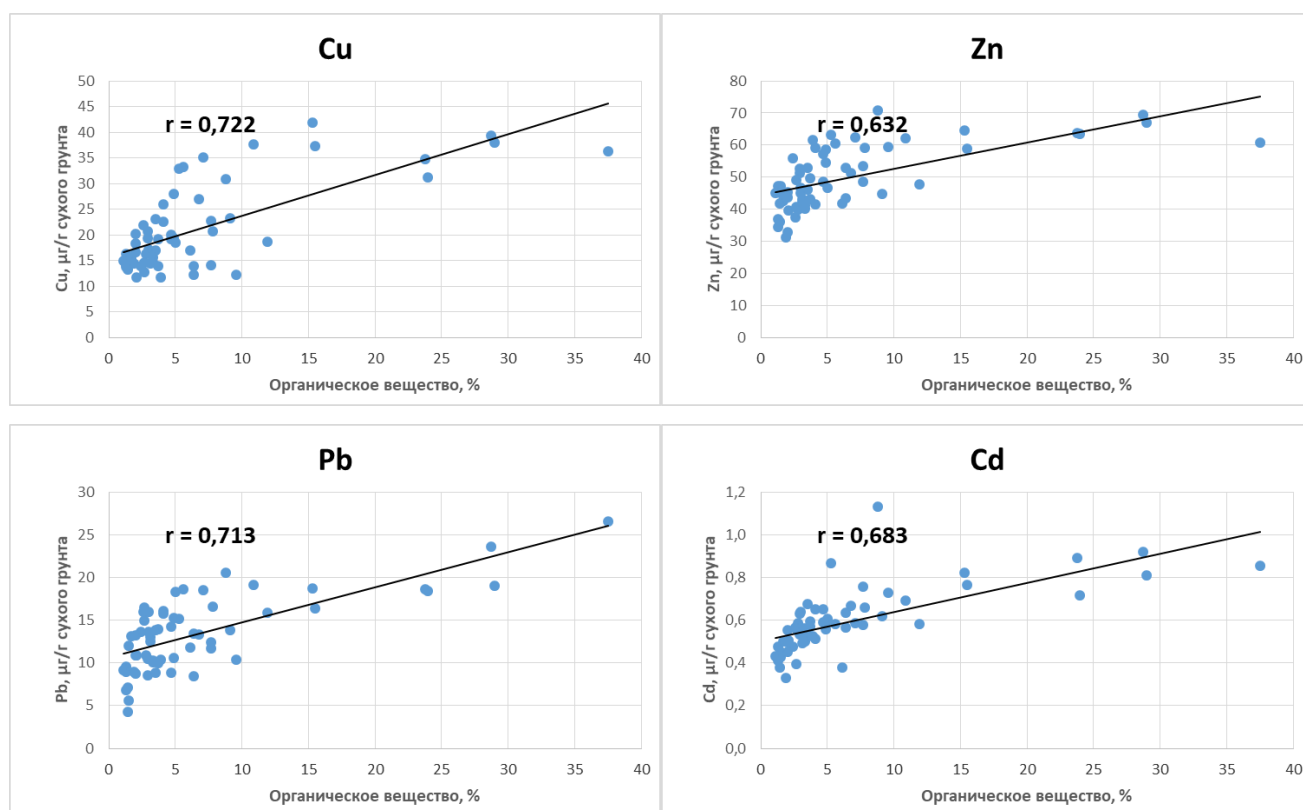


Рисунок 5.17. Зависимости между содержанием органического вещества и концентрацией тяжелых металлов в донных отложениях устьевого участка р. Линн

металлов [Jacob, Otte, 2003; Lacerda, Freixo, Coelho, 1997]. Кроме того, кислород используется при разложении органического вещества, которое накапливается вокруг ВВР в донных отложениях, что может привести к снижению окислительно-восстановительных потенциалов. Наоборот, среда с повышенным содержанием кислорода может вызывать осаждение гидроксидов железа и марганца, что ведет к сосаждению минералов и адсорбированных металлов [Jacob, Otte, 2003]. Влияние ВВР на содержание и распределение металлов в донных отложениях усложняется различиями между видами макрофитов в скорости переноса кислорода от надземных частей к корням и, следовательно, их способности окислять донные отложения [Aldridge, Ganf, 2003; Michaud, Richardson, 1989; Reddy, D'Angelo, DeBusk, 1990; Visser et al., 2000]. Например, рогоз широколистный способен окислять ризосферу больше, чем канареечник тростниковидный [Steinberg, Coonrod, 1994].

По нашим данным, полученным для ветленда Мак-Кей, более высокие концентрации большинства металлов были обнаружены в донных отложениях в зоне корней и корневищ ВВР, чем в отложениях за пределами ризосферы (таблица 5.13). Значительно более высокие фоновые концентрации Zn и Cd в окрестностях ситника развесистого связано с расположением ветленда на урбанизированной территории со значительным загрязнением верхних слоев грунта. Уже на

глубине 5 см содержание Zn и Cd уменьшается почти на четверть. Кроме того, на содержание металлов в ризосфере ситника развесистого и *Carex vulpinoidea Michx.*, также относящегося к подсемейству сытевые, по-видимому сказывается влияние их местоположения на территории. В отличие от канареечника тростниковидного и ириса желтого, эти виды предпочитают произрастать на более сухих местах, в зонах временного затопления или с малыми глубинами воды, следовательно, донные отложения в их прикорневой системе могут получать больше кислорода, чем ризосфера видов, произрастающих на больших глубинах воды. Более высокие концентрации металлов в прикорневой системе донных отложений также были обнаружены для *Spartina densiflora (Sporobolus montevidensis (Arechav.) P.M.Peterson & Saarela)* [Cambrolle et al., 2008] и ситника морского (*Juncus maritimus*) [Almeida, Mucha, Vasconcelos, 2006].

Таблица 5.13. Содержание тяжелых металлов в ризосфере ВВР и в донных отложениях за ее пределами, мкг/г сухого грунта

Вид ВВР	Cu		Zn		Pb		Cd	
	Ризо-сфера	Фон	Ризо-сфера	Фон	Ризо-сфера	Фон	Ризо-сфера	Фон
Канареечник тростнико-видный	1619,1	1252,4	1875,1	1428,0	393,4	369,3	5,5	5,4
Ирис желтый	2230,8	1202,4	1990,8	1507,2	839,4	519,6	4,9	4,3
Ситник развесистый	738,0	788,4	1103,1	2030,4	604,2	418,1	3,5	5,8
Осока (<i>Carex vulpinoidea Michx.</i>)	358,1	850,8	1138,8	532,3	244,0	265,2	4,1	2,4

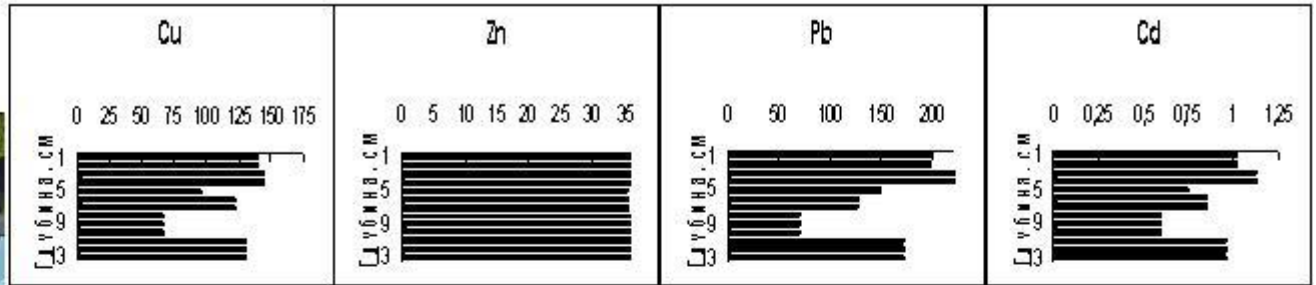
Как видно на примере распределения тяжелых металлов в ризосфере и окрестностях произрастания ситника развесистого, в зарастающих водных объектах, расположенных на урбанизированных территориях, именно уровень и характер антропогенного загрязнения донных отложений может быть определяющим. Кроме природных минеральных и органических частиц, в таких водных объектах могут широко присутствовать, богатые металлами, микрочастицы чисто антропогенного происхождения, такие как частицы стекла, частицы из отходов металлургической промышленности и индустрии термического отжига, зерна шлаков керамической промышленности, богатые Fe, оксиды Fe от коррозии стали и чугуна, оксиды Fe, используемого при производстве стекла. Эти же частицы являются хозяевами и переносчиками других металлов [Taylor, Boyd, Boulton, 2003; Taylor, Robertson, 2009]. Кроме того, антропогенные источники Al, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn включают: автомобильные

(выхлопные газы, износ шин и дорожного полотна) и промышленные выбросы, коррозию металлов, реагенты для удаления льда, продукты сжигания топлива [Charlesworth, De Miguel, Ordonez, 2010]. По этой же причине, массовым источником микрочастиц на урбанизированных территориях является истирание подошв обуви. Хорошим сорбентом, накопителем и высококомобильным переносчиком тяжелых металлов являются микрочастицы синтетических полимерных материалов. Большинство частиц имеют размер менее 80 мкм [Казмирук, 2020; Dehghani, Moore, Akhbarizadeh, 2017]. Все эти частицы в обилии встречаются на автомобильных и железных дорогах, обочинах, поверхностях придорожной растительности, а растворимые формы в ее тканях. Часть пылеватых частиц поднимается в воздух, другая часть попадает в почву вокруг дорог, может смешиваться со снегом, а затем, при снеготаянии или с дождевым (моечным) стоком попадает в континентальные водные объекты. Поэтому, именно транспортные магистрали в местах их пересечения или близости к водным объектам создают очаги аномально высоких концентраций тяжелых металлов в донных отложениях. Выше было отмечено, что на Иваньковском водохранилище такой зоной является место пересечения Шошинского плеса с автомагистралью и железной дорогой Москва - Санкт-Петербург. Эти же закономерности были обнаружены нами на ветлендах Сеймур и Мак-Кей, расположенных в городской черте г. Северный Ванкувер.

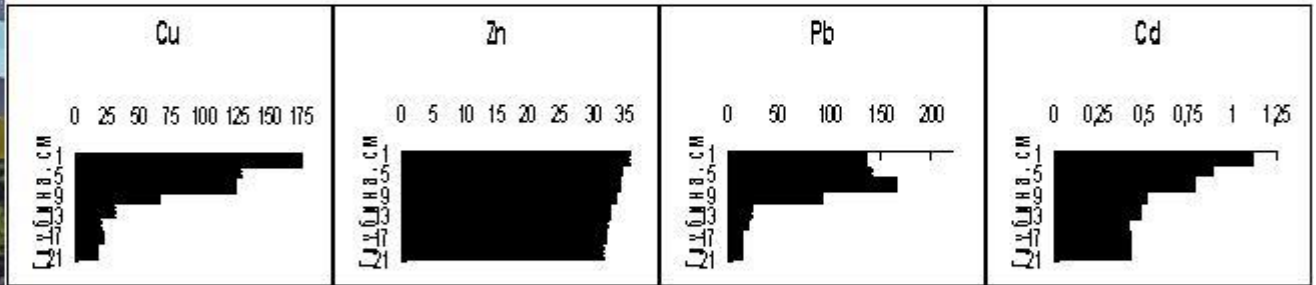
Как было отмечено в разделе 5.6, ветленд Сеймур сформировался на основе временного водотока, что отразилось на условиях накопления органического вещества в его грунтах. В непосредственной близости от этого объекта с северной и западной сторон проходит оживленная широкополосная Трансканадская автомагистраль, отходящая от моста, соединяющего города Вернаби, Ванкувер и Северный Ванкувер, а также концентрирующая потоки автотранспорта, движущегося в северную часть страны (рисунок 5.18). Кроме того, в южной части ветленда проходит железная дорога. Оба транспортных пути (автомобильный и железнодорожный) находятся на насыпях с уклоном в сторону рассматриваемого участка, то есть потоки воды и транспортируемые ими загрязняющие вещества, стекающие с авто- и железнодорожного полотна, непосредственно попадают на территорию ветленда. Дополнительно, эфемерный водоток, протекающий по территории ветленда, дренирует территорию, на которой расположены крупные автостоянки и пересекает еще несколько автодорог. Потоки воды со склонов насыпей и по руслу временного водотока через водовыпускную трубу в железнодорожной насыпи попадают на устьевой участок р. Сеймур, однако задерживаются перед железнодорожной насыпью, особенно во время высокого прилива. Все эти гидрологические особенности и уровень антропогенного влияния сказываются на распределении грунтов и концентрации тяжелых металлов в них.



Станция 2



Станция 1



Станция 14

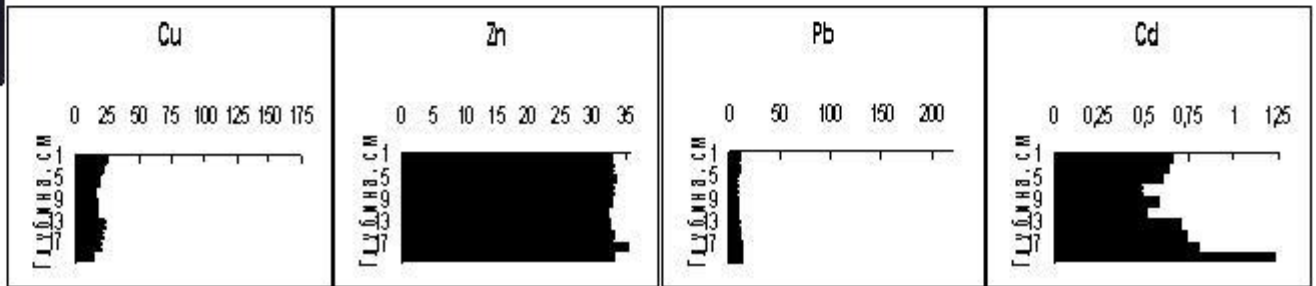


Рисунок 5.18. Схема станций отбора проб и вертикальное распределение Cu, Zn, Pb, Cd (мкг/г сухого веса грунта) в грунтах ветленда Сеймур

В целом для ветленда Сеймур характерна высокая степень гетерогенности и контрастности распределения тяжелых металлов, как по площади, так и по глубине. На относительно небольшой площади менее 1 км² концентрации Pb могут изменяться более чем в 75 раз (7,78-584,55 мкг/г сухого грунта), а концентрации Cd и Cu - более чем в 30 (0,42-13,46 мкг/г сухого грунта) и 20 (14,08-314,70 мкг/г сухого грунта) раз соответственно. В меньшей степени это характерно для Zn, концентрации которого сравнительно однородны по площади и глубине с незначительным диапазоном колебания в пределах 31,77-41,06 мкг/г сухого грунта.

Сохранилось участки, где антропогенное загрязнение практически отсутствует (см. рисунок 5.18, станция 14). Загрязненные участки тяготеют к местам аккумуляции органического вещества (станции 1, 3, 4) и близости к автомагистрали (станции 7, 12). Если эти два фактора совпадают, наблюдаются довольно высокие концентрации тяжелых металлов, как это имело место на станции 13, характеризующей донные отложения в русле временного ручья, основу седиментов которого составляли перегнившие прошлогодние листья, к которым добавились пылеватые частицы, смываемые с обеих дорог и близлежащей территории бизнесзоны, расположенной вдоль железной дороги, а также более крупные минеральные фракции, из которых состоят местные грунты. На этой станции концентрации Cu составляли 3,6-8,7ПДК, Pb - 2,0-8,1ПДК, Cd - 1,3-22,4ПДК. Загрязнение Zn, как и на других станциях, здесь не наблюдается, поскольку промышленные производства в этом районе отсутствуют. Предельно допустимые концентрации определены согласно руководящих документов Canadian Council of Ministers of the Environment: «Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, 2007» (соответственно Cu - 63,00, Zn - 200,00, Pb - 140,00, Cd - 10,00 мкг/г сухого грунта) и «Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, 2001» (Cu - 35,70, Zn - 123,00, Pb - 35,00, Cd - 0,60 мкг/г сухого грунта). Высокие концентрации металлов сохраняются по всей длине колонки грунта на глубину 16 см, причем в нижних слоях 12-16 см наблюдаются самые высокие концентрации Cu (293,10-314,7 мкг/г сухого грунта), Pb (502,50-584,55 мкг/г сухого грунта) и Cd (10,85-13,46 мкг/г сухого грунта). Для этих же слоев характерно наибольшее содержание органического вещества (26,4-29,6 %), хотя гранулометрический состав грунта относительно однородный по всей исследованной глубине. По-видимому, прошлогодний растительный опад, накопивший тяжелые металлы в тканях и на поверхностях листьев в прижизненном состоянии, был сконцентрирован в углублении эфемерного водотока в осенний период и выступал естественным фильтром загрязненных вод в осенне-зимне-весенний период, когда идут затяжные обильные дожди, а затем был перекрыт минеральными отложениями, слой которых сформировался до середины июня, когда производился отбор проб.

Такие же закономерности вертикального распределения тяжелых металлов в русле другого временного водотока, пересекающего ветленд Сеймур с севера на юг. На станциях 3 и 4 загрязненные слои на глубине 12-16 см, содержащие количество органического вещества 15,2-15,9 % и металлов соответственно Cu - 77,75-155,48, Pb - 166,80-318,45, Cd - 0,71-1,11 мкг/г сухого грунта перекрыты слоем более чистых минеральных грунтов с количеством органического вещества в поверхностном слое 3,1-5,5 % и металлов соответственно Cu - 20,94-49,26, Pb - 11,32-69,71, Cd - 0,45-0,55 мкг/г сухого грунта. Эту закономерность подтверждает и вертикальное распределение органического вещества и тяжелых металлов на станции 5, расположенной в углублении земной поверхности в стороне от основного русла водотока, куда вода и влекомые ею наносы минерального и органического происхождения попадают только при экстремальных погодных явлениях и в дальнейшем не перемещаются. Дополнительное органическое вещество попадает на этот участок и накапливается в конце вегетационного периода. В таких условиях сформировалось относительно однородное загрязнение донных отложений на всю исследованную толщу 13 см (Cu - 105,63-132,95, Pb - 107,28-179,55, Cd - 1,08-1,63 мкг/г сухого грунта), соответствующее количеству накопившегося органического вещества 25,5-34,6 % и не перекрытое более чистыми минеральными слоями. Аналогичные условия, но усугубленные близостью автомагистрали, складываются в конце склона дорожной насыпи, в местах изгиба и перехода к естественной земной поверхности (станции 7, 12). Хотя общее количество органического вещества здесь в разы ниже, чем на других загрязненных участках (3,8-17,8 %), поскольку отсутствуют условия для его длительной аккумуляции, поступление загрязненных вод и частиц с автодорожного полотна определяют довольно высокий уровень загрязнения грунтов, особенно Cu и Cd на всю исследованную глубину 13,5-14 см (Cu - 111,75-290,40, Pb - 33,21-100,97, Cd - 1,02-2,32 мкг/г сухого грунта).

Как и в верховьях Иваньковского водохранилища (см. рисунок 5.11), вертикальное распределение тяжелых металлов в донных отложениях верховьев основного водотока ветленда Сеймур также имеет чередование загрязненных и чистых слоев (см. рисунок 5.18, станция 2), что вызвано значительной изменчивостью гидрологического режима и, связанного с ним, переноса твердого материала. По нашим данным, и в других водотоках вертикальное распределение тяжелых металлов в донных отложениях имеет такую же закономерность - неоднородное знакопеременное распределение, что существенно отличается от накопления и распределения металлов в водоемах, где обычно загрязнены верхние слои. Чередование загрязненных и относительно чистых слоев в донных отложениях водоемов возможно при резком спаде производства из-за экономических кризисов и закрытии загрязняющих предприятий с последующим восстановлением их работы.

Также закономерно, как на Иваньковском водохранилище, хотя эти водные объекты имеют разные масштабы, происходит накопление органического вещества (27,3 % в поверхностном слое и 4,6 % на глубине 21 см) и тяжелых металлов перед подпорным сооружением ветленда Сеймур: верхние слои загрязнены Cu и Pb примерно в 10 раз больше, а Cd более чем в 2 раза по сравнению с нижними слоями (см. рисунок 5.18, станция 1). На всех остальных станциях, где нет условий для аккумуляции органического вещества и тяжелых металлов, загрязнение грунтов не выражено (станции 6, 8-11) и находится на уровне геохимического фона.

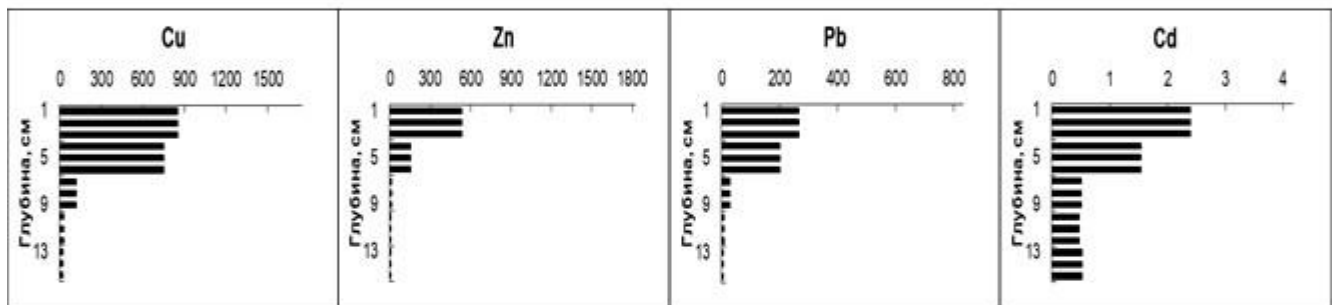
Еще больше влияние автодорог и в целом городской среды на уровень загрязнения тяжелыми металлами донных отложений зарастающих водных объектов прослеживается на другом, исследованном нами, ветленде Мак-Кей, сформировавшемся на основе эфемерного водоема. Хотя оба ветленда, Сеймур и Мак-Кей, расположены в пределах одного города и имеют сходное местоположение в устьевых областях, соответственно рек Сеймур и Мак-Кей, впадающих в залив Баррард, геоморфологические особенности, гидрологический режим и уровень загрязнения тяжелыми металлами этих водных объектов существенно различается.

Если ветленд Сеймур периодически промывается дождевым стоком, то ветленд Мак-Кей работает своеобразным накопителем органического вещества и загрязненных частиц, смываемых с автодорог, находящихся на юге и востоке участка, а также автостоянки, расположенной у его западной границы (рисунок 5.19). Уровень накопления органического вещества в грунтах этого ветленда достигает 71,7 %. Такие значения наблюдаются, как в самом ветленде, особенно в искусственных канавах вдоль дороги, так и на территории, окружающей ветленд. Кроме опада ВВР, в формирование массы органического вещества значительный вклад вносит лиственный опад из деревьев, находящихся в самом ветленде и вокруг него, а также значительная масса валежника из веток и стволов упавших деревьев. Грунты, с количеством органического вещества выше 40 %, составляют слой 3-8, реже 12 см. Более мощные слои встречаются в подводных углублениях.

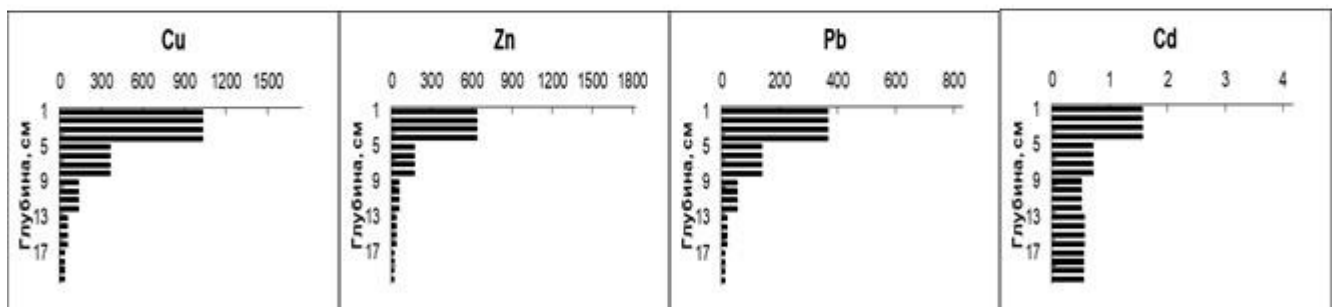
Значительное количество трудноразлагаемого органического вещества и близость автодорог, являются причиной существенного загрязнения грунтов ветленда тяжелыми металлами: Cu - 27,1-47,9ПДК, Zn - 12,1-19,7ПДК, Pb - 7,3-29,1ПДК, Cd - 2,7-11,5ПДК. Характерно, что в отличие от ветленда Сеймур, здесь наблюдается загрязнение Zn. На таком уровне загрязнение верхних слоев грунта толщиной 6-12 см присутствует на всей территории ветленда, включая его подводную и периодически затапливаемую части, а также более высокие участки, не подверженные затоплению. Примерно в 2 раза ниже загрязнение в руслах временных водотоков, по которым в ветленд попадает дождевой сток (станции 137-139, 144).



Станция 142



Станция 149



Станция 150

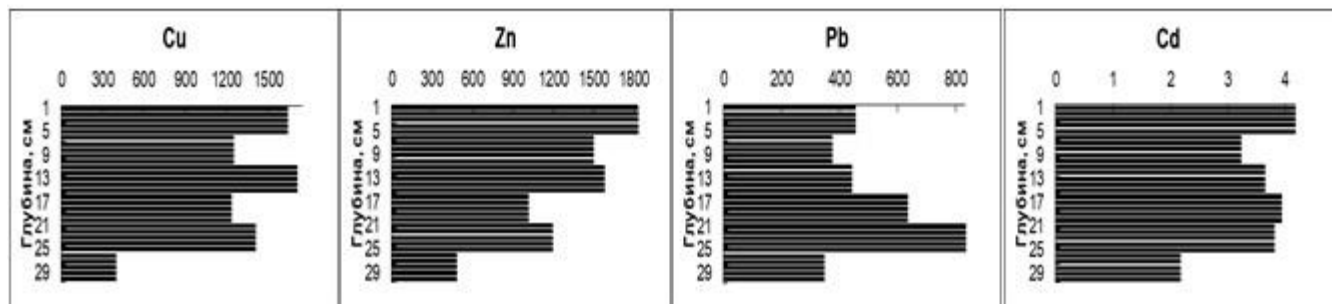


Рисунок 5.19. Схема станций отбора проб и вертикальное распределение Cu, Zn, Pb, Cd (мкг/г сухого веса грунта) в грунтах ветленда Мак-Кей

Подводные грунты ветленда имеют более мощные и неоднородные слои загрязнения на глубину до 20 см, чем менее увлажненные участки, где высокий уровень загрязнения грунтов после глубины 12 см переходит на уровень геохимического фона. Самые высокие концентрации металлов (Cu - 1640,9, Zn - 2428,6, Pb - 1018,4, Cd - 6,9 мкг/г сухого грунта) связаны с подводными грунтами в отрицательных формах рельефа, где накапливается органическое вещество и которые находятся недалеко от автодороги (станции 140, 145), а также с донными отложениями водотока, дренирующего ветленд (см рисунок 5.19, станция 150), где сильно загрязненные грунты распространены на всю исследованную глубину 30 см. При этом максимальные загрязнения Cu и Pb на таких участках наблюдаются не в поверхностных слоях, а на глубине 12-15 см.

Глава 6

РЕКОНСТРУКЦИЯ ЗАРАСТАЮЩИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

6.1. Гидроэкологические критерии хозяйственного использования зарастающих водотоков и водоемов

Существует много примеров как комплексного, так и узконаправленного использования зарастающих водных объектов или их мелководных зон. Основными сферами такого использования являются: организация особо охраняемых природных территорий (биосферных природных заповедников, природных заказников, национальных парков, памятников природы, природных резерватов, охраняемых природно-исторических ландшафтов), экологический туризм, рекреация, пушное звероводство, птицеводство, охотничье хозяйство, рыбоводство, сельскохозяйственное производство (выращивание риса, зеленой массы), закрепление берегов и откосов дамб, каналов, рек и водохранилищ, регулирование качества воды, производство строительных материалов, заготовка топлива, выращивание лекарственных растений, заготовка сырья для производства бумаги и народных промыслов. Например, в Лаосе из тростника с древних времен строились пагоды. Не менее широко тростник использовался и в СССР. Так, для утепления дома Наркомфина, шедевра конструктивизма мирового значения, построенного в 1928-30 гг. по проекту архитекторов М.Я.Гинзбурга и И.Ф. Милиниса использовался тростник, обмазанный глиной. С 1960 по 1995 годы в Астраханской области работал целлюлозно-картонный комбинат, основным сырьем для которого был тростник, в обилии произрастающий в устьевой области Волги.

В законах развитых стран, в частности США, требуется возмещение убытков от потери естественных функций переувлажненных территорий в результате добычи торфа, осушения, строительства транспортных магистралей, трубопроводов и линий электропередачи. Основные направления этих работ: создание экологических коридоров при фрагментировании биотопов, восстановление деградировавших и формирование новых переувлажненных территорий, вплоть до выкупа у фермеров сельскохозяйственных угодий, пострадавших от наводнений.

На международном уровне основным руководящим документом охраны водноболотных угодий в настоящее время является Конвенция о водно-болотных угодьях, имеющих международное значение главным образом в качестве местообитаний водоплавающих птиц (The Ramsar Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat). Конвенция была подписана 2 февраля 1971 г. в г. Рамсаре (Иран) и с тех пор носит название Рамсарской конвенции, а день ее подписания объявлен Всемирным днем водно-болотных угодий. В

настоящее время к Рамсарской конвенции уже присоединилось 180 государства. Россия (в составе СССР) присоединилась к Рамсарской конвенции в 1975 г. Основной целью конвенции является сохранение и рациональное использование водноболотных угодий как средство достижения устойчивого развития во всем мире. В рамках конвенции создан Список водноболотных угодий международного значения (the "Ramsar List"), находящихся под особой охраной конвенции. Общее число Рамсарских угодий в мире в настоящее время превысило 2300. На территории России 35 Рамсарских угодий общей площадью 10,7 млн. га. В ближайшее время в России планируется придание статуса Рамсарского еще 41 водно-болотному угодью. Кроме того, в перспективе возможно создание дополнительных 166 Рамсарских угодий по всей территории страны. Уже сейчас многие ценные водно-болотные угодья располагаются на особо охраняемых природных территориях: 62 – на территории заповедников, 21 – на территории национальных парков России [Водно-болотные угодья..., 2000]. При создании законодательной базы охраны Рамсарских угодий одной из исходных предпосылок является то обстоятельство, что эти территории, за исключением случаев, когда они располагаются в границах заповедников, не изымаются из хозяйственного использования.

Для хозяйственного использования зарастающих водотоков и водоемов необходимы определенные природные условия, включающие соблюдение некоторых гидроэкологических критериев, характеризующих состояние берегов и ложа водоема, его гидроэкологические и гидромеханические особенности, площади зарослей, проективное покрытие ВВР, ее видовой состав, степень загрязнения воды и донных отложений (таблица 6.1). Кроме того, необходимы знания о тенденциях развития экосистем, поскольку применение метода проб и ошибок при хозяйственном использовании природных объектов может иметь необратимые последствия для уже сложившейся экосистемы и привести к полной ее деградации. Также необходим учет локальных проявлений глобальных и крупномасштабных региональных изменений состояния окружающей среды.

Очевидно, что при комплексном использовании зарастающих водных объектов, как природных, так и созданных искусственно, возможен конфликт интересов пользователей и гидроэкологических критериев, которые необходимы для той или иной сферы хозяйственной деятельности. Мелкие водноболотные угодья с большой площадью поверхности и изрезанной береговой линией обеспечивают высокое разнообразие птиц, донных беспозвоночных и макрофитов, а также способствуют задержанию соединений азота, вымываемых с суши в пресные и морские воды. В то же время, небольшие глубокие водноболотные угодья более эффективны в качестве ловушек для задержания фосфора, но менее пригодны для повышения экосистемного биоразнообразия

Таблица 6.1. Гидроэкологические критерии, определяющие направленность хозяйственного использования и обустройства зарастающих водных объектов

Гидроэкологические критерии	Цели хозяйственного использования								
	Водоснабжение	Заповедные территории, экологический туризм, охотничье хозяйство, выращивание лекарственных растений	Рекреация	Звероводство и птицеводство	Рыбоводство	Сельскохозяйственное производство	Закрепление берегов и откосов	Регулирование качества воды	Заготовка сырья для различных производств
Площадь акватории, км ²	Не ограничена		>0,1	>0,5	>0,001	>0,1	Не ограничена	>0,001	>1
Ширина полосы зарослей, м	<3	Не ограничена	<100	Зависит от вида животных	<10	Зависит от вида использования	3-15	>50	Не ограничена
Состояние берегов	Устойчивое	Не лимитировано	Пологие песчаные	Устойчивое, без сплавин и заболачивания			Зависит от вида укрепления	Не лимитировано	Устойчивое
Заиление, накопление органических веществ, сплавинообразование	Нежелательно	Не лимитировано	Нежелательно	<1 см в год			Не лимитировано	Зависит от технологии очистки	Не лимитировано
Наличие депонированных тяжелых металлов и радионуклидов	Недопустимо						Не лимитировано		
Скорости движения воды, см/с: постоянные периодические	5-20 20-50	Не ограничены	5-20 20-50	5-10 20-50			>30 >60	<10 <10	<60 <60

Таблица 6.1. (окончание)

Гидроэкологические критерии	Цели хозяйственного использования								
	Водоснабжение	Заповедные территории, экологический туризм, охотничье хозяйство, выращивание лекарственных растений	Рекреация	Звероводство и птицеводство	Рыбоводство	Сельскохозяйственное производство	Закрепление берегов и откосов	Регулирование качества воды	Заготовка сырья для различных производств
Поступление загрязняющих веществ выше ПДК	Недопустимо						Не лимитировано	Зависит от технологии очистки	Не лимитировано
Концентрация кислорода, мг/л	>5	Не лимитирована			>5	Не лимитирована			
Преобладающие виды ВВР	Погруженная, у берега жесткая воздушно-водная	Редкая, эндемичная, лекарственная	Воздушно-водная, с плавающими листьями	Воздушно-водная	В зависимости от вида рыб	Воздушно-водная	Жесткая воздушно-водная	Чередующаяся воздушно-водная и погруженная	Жесткая воздушно-водная
Проективное покрытие ВВР, %	1-5	Не лимитировано	10-50	5-30		В зависимости от вида производства	До 100	50-70	>50

[Hansson et al., 2005]. Следовательно, даже такие фундаментальные параметры как площадь, глубина и сложность береговой линии водного объекта могут оказывать противоречивое влияние на удержание питательных веществ и биоразнообразие.

Функционирование экосистем зарастающих водных объектов имеет несколько пороговых состояний, в результате которых возможно выпадением некоторых звеньев из их структуры, приводящее к утрате или модификации экосистемы. Можно выделить несколько критических точек, переход через которые приводит к качественным изменениям экосистем. Такими точками являются: 70 % проективного покрытия ВВР; скорости течения воды 2 и 60 см/с; концентрация растворенного в воде кислорода 5 мг/л; пределы насыщения тканей растений биогенными элементами; ПДК токсичных веществ, а также показатели различных форм уничтожения ВВР, приводящие к ее необратимой деградации.

Как видно из таблицы 6.1, имеется довольно широкий спектр альтернатив хозяйственного использования и обустройства зарастающих водных объектов. При этом предпочтительны природосберегающие направления как менее чреватые негативными последствиями и более дешевые. Так, общеизвестны направления использования мелководий крупных водохранилищ в качестве компенсационной меры затопления плодородных земель. Несмотря на имеющийся опыт получения из ВВР зеленой массы, сена, силоса, травяной муки и гранул, а также выращивание на мелководьях риса и разведение рыб, широкой поддержки эти направления не получили ввиду сложности и низкой эффективности при выполнении широкомасштабных работ. К аналогичным результатам приводит механическая расчистка мелководий, если не удастся создать гидравлические условия, препятствующие повторному заилению и заболачиванию. Кроме того, при механической расчистке возникает угроза вторичного загрязнения водного объекта уже депонированными тяжелыми металлами и радионуклидами, а в некоторых случаях существует угроза вскрытия затопленных могильников.

Альтернативой этому может служить создание и обустройство особо охраняемых природных территорий, рекреационных зон, охотничьих хозяйств, а также совместное выращивание рыбы и околководных пушных зверьков. Подсчитано, что 1 га водоема, заросший ВВР на 60 %, может прокормить 20-22 нутрии, которые очищают водоем от чрезмерных зарослей тростника и рогоза, увеличивают площадь нагула рыбы и не представляют угрозы для нее [Пономарев, Лагуткина, Киреева, 2007]. Улучшению водообмена на мелководьях способствует увязка режима работы водопропускных сооружений и ГЭС с экологическими требованиями. Всестороннего рассмотрения заслуживает также идея о реконструкции водохранилищ долинного типа в полисекционный водоем путем возведения межсекционных

дамб на границе водоохранных секций в трофогенной области и главной секции в трофолитической области.

Достижению целей хозяйственного использования зарастающих водных объектов способствуют мероприятия, которые можно разделить на инженерно-технические и режимные (таблица 6.2). Выбор мероприятий в каждом конкретном случае определяется рядом факторов, однако принципиальным при этом является учет общей тенденции неблагоприятного развития природного комплекса, а также другие условия, не рассмотренные в данной работе: экономическая целесообразность, наличие подготовленных кадров, региональные традиции, социально-экономическая ситуация в регионе. В большинстве случаев необходим комплексный междисциплинарный подход. Так, при восстановлении и экологической реабилитации некоторых водных объектов существует необходимость совместных усилий в области изучения и мониторинга сообществ растительности, птиц, амфибий, рыб и макробеспозвоночных с учетом данных ГИС о типе землепользования, растительном покрове, уровня воды, батиметрии и других характеристиках объекта и его водосбора. Результаты этих исследований и наблюдений дают основания для выбора критериев оценки нарушения биотопов и эффективности их восстановления. Например, при фрагментации биотопов (устройство канав, удаление прибрежной растительности) в прибрежных ветлендах Великих озер выявлены существенные изменения структуры и численности ихтиоценозов (молоди и взрослых), а также микро- и макробеспозвоночных, носящие долговременный характер [Uzarski et al., 2006].

Приведем еще несколько примеров мирового опыта, альтернатив хозяйственного использования и управления экосистемами зарастающих водных объектов. Целый ряд примеров также приведен в разделе 1.5. Так, в мелководном оз. Ротороа (Гамельтон, Новая Зеландия) площадью 54 га интродукция и распространение ненативных растительноядных и бентосноядных рыб вызвали значительное снижению численности и биомассы местных харовых водорослей [Dugdale et al., 2006]. Было предложено два способа восстановления и поддержания биомассы харовых: культивирование растений на отгороженных участках без доступа к ним рыб и массовое изъятие рыб орудиями лова. В результате экспериментов на отгороженном участке площадью 1 га было установлено, что изолированные в озере участки без доступа растительноядных рыб являются более надежным способом искусственного восстановления колоний харовых, включая их укоренение, выживание и распространение, чем интенсивное и дорогостоящее изъятие рыб из озера (биомасса рыб на экспериментальном участке была снижена на 86 % с 200 до 28 кг/га).

В эвтрофных прудах, расположенных на юго-восточной периферии г. Брюссель (Бельгия) исчезновение макрофитов приводило к интенсивному развитию фитопланктона, цветению

Таблица 6.2. Основные мероприятия при хозяйственном использовании и обустройстве зарастающих водных объектов

Направленность процесса к началу мероприятий	Инженерно-технические и другие мероприятия	Режимные мероприятия
Зарастание	Создание паводкового режима, подъем уровня, искусственное искривление русла, дноуглубление, расчистка, драгирование, выкашивание, устройство прокосов, измельчение растений, локальные регулируемые палы, вселение растительной рыбы, водоплавающих птиц, нутрии, ондатры, применение гербицидов	Запрет на сброс коммунально-бытовых и сельскохозяйственных стоков, распашку склонов, складирование вблизи водных объектов удобрений
Заиление и сплавинообразование	Создание паводкового режима, искусственное искривление русла, расчистка, промывка русла, строительство рыбоходных каналов, засыпка русла, облесение и залужение склонов	Запрет на распашку склонов
Засорение	Расчистка, промывка русла, устройство вдольбереговых рвов	Применение штрафных санкций
Заболачивание	Строительство дренажных каналов, полузапруд, разделительных дамб, обвалование, соединение стариц с руслом	Не применяются
Поступление загрязняющих веществ	Создание ботанических площадок, фитофильтрационных устройств, биопрудов с посадками ВВР, биоплато (русловое, береговое, инфильтрационное, наплавное), биоинженерных сооружений, лугового пояса, изъятие растительной массы, засыпка загрязненных илов песком	Запрет на сброс загрязняющих веществ
Деграция растительности	Регулирование уровня воды, создание волнозащитных устройств, укладка матов из фашин, посадка ВВР, опускание на дно и колонизация фрагментов стеблей, устройство вдольбереговых рвов, создание гнездовых площадок	Запрет на сброс токсичных веществ, выпас скота, выкашивание и выжигание ВВР, катание на моторных лодках; установление особого режима прохода грузовых судов
Эрозия берегов	Регулирование уровня и скоростей течения воды, создание волнозащитных полос из фашин, ВВР, кустарников, устройство прибрежных зарастающих отмелей, неармированных и армированных травяных ковров, гибких каменно-растительных креплений, одерновка, посев трав	Установление особого режима прохода судов

цианобактерий, ухудшению качества воды и снижению ее прозрачности [Peretyatko, Symoens, Triest, 2007]. С целью подавления развития фитопланктона, восстанавливали численность

погруженных макрофитов, которые показали существенное влияние на его биомассу и состав, что, по-видимому, имеет решающее значение для поддержания чистоты воды, благодаря способности погруженной ВВР сдерживать эффекты обогащения экосистемы прудов питательными веществами и может быть использовано при менеджменте и восстановлении таких водных объектов. Как и в оз. Ротороа, удаление рыбы не приводило к восстановлению погруженной ВВР и снижению биомассы фитопланктона. Нитчатые зеленые водоросли также подавляли развитие фитопланктона, но слабее, чем погруженные макрофиты. Макрофиты с плавающими на поверхности воды листьями не оказывали значимого влияния на фитопланктон за пределами участков их произрастания. Искусственное разведение урути колосистой, роголистника темно-зеленого и гидриллы мутовчатой (*Hydrilla verticillata*) путем опускания, срезанных вручную, фрагментов стеблей также использовалось для борьбы с эвтрофированием на прудах Китая. Большинство фрагментов быстро приживалось [Wu et al., 2007].

Если в двух предыдущих примерах роль рыбы при биоманипуляциях для восстановления погруженной растительности и регулирования прозрачности воды была незначительной, то в мелких озерах с заторфованным дном ситуация несколько иная. В таких водных объектах значительное количество легкого органического вещества находится в полувещенном состоянии, определяя высокую мутность воды. Такая ситуация наблюдается в ряде заливов Иваньковского водохранилища, в частности в Коровинском заливе. Подробные исследования биоманипуляций на водном объекте с заторфованным дном проводились на оз. Терра Нова (Нидерланды) площадью 85 га [Ter Heerdt, Hootsmans, 2007]. Основная цель этого эксперимента - чистая вода и увеличенный растительный покров. Было показано, что уменьшение нагрузки рыб, питающихся бентосом, до менее 25 кг/га и планктоноядных - до менее 15 кг/га является малоэффективным для поддержания прозрачности воды. Для устранения мутности необходимо в течение нескольких лет продолжать промысел для удаления молоди однолетних планктонных видов, пока макрофиты не обеспечат достаточное покрытие для развития зоопланктона и не смогут конкурировать с фитопланктоном. После вылова рыбы кладоцеры сильно развились. Озеро очистилось за 4 недели. Возросшая прозрачность воды была связана с быстрым уменьшением нитчатых цианобактерий и взвешенного детрита, а также значительным увеличением количества босмин, способных уменьшить численность прокариот и количество детрита. Однако после исчезновения цианобактерий исчезали и босмины. После очистки воды в зоопланктоне доминировали дафнии, которые предположительно смогли поддерживать низкий уровень фитопланктона. Как и в наших исследованиях, не было установлено корреляции между скоростью ветра и мутностью ни для зарастающего оз. Терра Нова, ни для более крупного мелководного озера с торфяным дном площадью 230 га. Регрессионный анализ показал, что в

среднем 50 % количества взвешенного детрита можно объяснить биотурбацией рыб, а другие 50 % - разложением фитопланктона. Позже, для этого же озера было установлено, что, как и в итальянских озерах (см. раздел 1.2), а также многих других водных экосистемах северо-западной Европы инвазивные раки (*Procambarus clarkia* Girard) создают новое ограничение для регенерации погруженных макрофитов в восстановленных озерах и могут поставить под угрозу усилия по их экологической реабилитации [van der Wal et al., 2013].

6.2. Барьерная роль макрофитов при загрязнении водных объектов микрочастицами природного и антропогенного происхождения

Способность ВВР и фрагментов уже погибших наземных частей растений задерживать и накапливать твердые частицы, особенно в прибрежных зонах водных объектов, имеет важное водоохранное значение. Для водных объектов, расположенных на урбанизированных территориях, буферные зоны из ВВР позволяют избежать или значительно снизить воздействие на водные экосистемы постоянных потоков загрязняющих веществ, поступающих с талыми, ливневыми и мочными стоками с городских территорий, авто- и железных дорог, территорий аэропортов, промышленных зон, полигонов ТБО, стихийных свалок. Такое поступление возрастает во много раз во время экстремальных гидрометеорологических явлений: паводхий паводков, резкого таяния снега, ливней, штормов, торнадо (рисунок 6.1). Если водные объекты имеют значительные размеры, буферные зоны дают возможность осуществлять комплексную защиту реки или озера в местах расположения населенных пунктов и различных производств.

Регулирование качества вод наряду с другими мероприятиями может включать целенаправленное культивирование водных растений, как высших, так и низших: фитомелиорацию, интродукцию растений и наращивание биомассы гидрофитов и их сообществ в нужное время, в нужных местах и в необходимых количествах. Интенсификация процессов самоочищения вод от различных загрязняющих веществ с помощью макрофитов в симбиозе с другими звеньями экосистемы в большинстве случаев оказывается экономичным и эффективным методом.

Такие зоны могут функционировать в автономном режиме без вмешательства человека и капитальных вложений на протяжении 30-40 лет, надежны и эстетичны. При этом не используется: электроэнергия, тепло, сложное оборудование, строения, дополнительная микрофлора и химические реагенты. Кроме того, для размещения и создания буферных зон с ВВР можно использовать земли, которые не пригодны для другого применения – бывшие

свалки, пустыри, балки, заболоченные места. Буферные зоны легко вписываются в природный рельеф или существующую застройку и могут составлять часть ландшафтного парка. Для создания таких зон не требуются высококвалифицированные специалисты, а для их эксплуатации достаточно одного работника со средним уровнем квалификации. Опыт показывает, что буферные зоны средних размеров простые при строительстве и создаются за 2-6 месяцев.



Рисунок 6.1. Задержание ВВР пластиковых фрагментов, поступающих в Голубую Лагуну (Blue Lagoon, Флорида, США) с урбанизированной территории во время торнадо

Использование естественных и искусственных буферных зон, и сооружений с растительностью для снижения рисков загрязнения поверхностных и подземных вод находит

все большее применение во всем мире, как в развитых, так и развивающихся странах таких как Китай, Индия, Пакистан, Иран, Саудовская Аравия, Египет, Нигерия. К примеру, в США в Агентстве охраны окружающей среды (U.S. Environmental Protection Agency) эта тематика является приоритетной на длительную перспективу и разрабатывается Национальной исследовательской лабораторией управления рисками (National Risk Management Research Laboratory) от угроз здоровью людей и окружающей среде [Rock et al., 2000]. Исследования и разработки по этой тематике являются приоритетными и в странах, членах Евросоюза, прежде всего для устойчивого обеззараживания и очистки промышленных, сельскохозяйственных и муниципальных сточных вод [Miksch et al., 2015].

Примером эффективного использования буферной зоны из ВВР может служить искусственный ветленд, предотвращающий загрязнение и эрозию берега городского озера Потерянная Лагуна (Lost Lagoon) в парке Стенли г. Ванкувер (Канада). Озеро расположено в центральной густонаселенной части (downtown) Ванкувера, через которую проходит трансканадская автомагистраль с несколькими транспортными развязками. Учитывая морской климат этой территории, где практически круглогодично идут дожди (среднегодовая годовая норма осадков около 2500 мм), а автомагистрали очень загружены, диффузионные ливневые стоки поступают в район озера регулярно. Конструктивно буферная зона выполнена таким образом, чтобы обеспечить наличие мелководных и глубоководных участков, где кроме ВВР могут развиваться зоопланктон и альгофлора, помогающие в детоксикации загрязнений. Кроме того, эта зона служит местом дня гнездования и укрытия целого ряда водоплавающих и околоводных птиц, таких как гуси, утки, цапли. В рассматриваемой буферной зоне использованы 9 аборигенных видов ВВР (в основном осоковые и нимфейные), обычных для этой местности и произрастающих, соответственно, на мелководных и глубоководных участках.

То, что ВВР способна задерживать твердые частицы природного и антропогенного происхождения и препятствовать их взмучиванию в результате гидродинамической активности водных масс уже говорилось в разделе 4.4 данной работы. Однако, многообразие морфологических и экологических особенностей растительности, а также видов, форм, размеров, свойств и источников микрочастиц настолько велико, что на современном уровне знаний можно лишь констатировать некоторые общие, наиболее выраженные закономерности процесса задержания и накопления микрочастиц в зарастающих зонах водных объектов. Кроме того, задержания макрофитами минеральных и органических частиц создает среду для укоренения на территории других растений, что имеет долговременные последствия.

Прямые измерения седиментации органических и минеральных частиц под воздействием ВВР без деления их по размерам и плотности исходного материала в основном сосредоточены на погруженных видах [Cotton et al., 2006; Trimmer, Sanders, Heppell, 2009; Wharton et al., 2006], хотя некоторые исследования проводились и для воздушно-водной ВВР и ее опада, включая ежеголовник ветвистый и ежеголовник американский (*Sparganium americanum* Nutt.) [Asaeda, Rajapakse, Kanoh, 2010; Koetsier, McArthur, 2000; Vargo, Neely, Kirkwood, 1998], свободноплавающей пузырчатки (*Utricularia spp.*) [Leonard et al., 2006]. Кроме того, проводились эксперименты в лотках [Bennett et al., 2008; Gorrick, Rodriguez, 2012; Pluntke, Kozerski, 2003; Sharpe, James, 2006; Zong, Nepf, 2010]. Было также установлено, что задержанию и накоплению пластиковых микрочастиц способствуют мангровые заросли. В донных отложениях мангровых зарослей Сингапура были обнаружены микрочастицы на основе полиэтилена, полипропилена, нейлона и поливинилхлорида, преобладающий размер которых был менее 20 мкм [Nor, Obbard, 2014].

В результате натуральных экспериментов на 4 повторяющихся участках длиной 5 м притока первого порядка р. Фульда (Германия), зарастающего прибрежными, воздушно-водными и погруженными макрофитами, было установлено, что крупные фрагменты органического вещества задерживается на 28-100 % [Horvath, 2004]. В русле водотока присутствовали заросли незабудки болотной (*Myosotis palustris* (L.) L.), сердечника (*Cardamine sp.*) и ежеголовника прямого, тогда как прибрежная растительность была представлена таволгой вязолистной (*Filipendula ulmaria* L.), ситником развесистым и другими ситниковыми, произрастающими по обеим берегам. Фрагменты органического вещества (предположительно листьев дуба) моделировались в виде 200 выпускаемых кусочков бумаги диаметром 6 мм. Среднее расстояние, которое проплывали кусочки бумаги до задержания растениями составляло 1,6 м. Когда растительность была срезана, те же участки водотоков демонстрировали уровень задержания частиц 2-26 %. Полученные результаты задержания частиц ВВР значительно выше, чем в аналогичных экспериментах на притоке ручья Тинкер (Tinker Creek, Джорджия, США), где осенью воздушно-водная растительность (ежеголовник американский) задерживала всего 1,2-2,5 % частиц [Koetsier, McArthur, 2000]. Объясняется это существенными различиями в морфологии растений и плотности (биомассе) зарослей, исследованных в этих двух натуральных экспериментах. В первом случае, основным растением в потоке воды была незабудка болотная, формирующая плотные заросли в водотоке и имеющая длинные стебли с множеством листьев, которые переплетаются между собой. В плотных зарослях, незабудка болотная формирует в потоке воды очень эффективную сито-подобную структуру. Виды же, имеющие морфологию

как у ежеголовника или не формирующие плотных зарослей по мнению автора работы [Horvath, 2004] могут быть менее эффективными в задержании твердых частиц.

Хотя в проведенных исследованиях используются разные характеристики для сравнения накопления седиментов на заросших и незаросших участках водных объектов, неоспоримым является тот факт, что ВВР удерживает мелкодисперсные частицы. Измерения на 5 участках двух рек Великобритании, преимущественно заросших погруженными видами из семейства лютиковых, показали, что вокруг зарослей накопление наносов находились в диапазоне 0,0075-0,088 м³/м² [Wharton et al., 2006], что, если принять плотность грунта в естественном залегании 1200 кг/м³, дает весовую характеристику 9,0-105,6 кг/м² или среднюю толщину слоя отложений 0,7-8,8 см. Подобные исследования для тех же видов на двух участках другого водного объекта показали среднее накопление наносов за май месяц соответственно 6 и 16 см при снижении скорости движения воды на 88 % по сравнению с незаросшими участками [Cotton et al., 2006]. Еще в одном исследовании интенсивность накопления наносов в зарослях лютиковых была на порядок меньше - 3,1 кг/м² в месяц (средний слой около 0,3 см), хотя скорость движения воды в зарослях ВВР в этом случае также снижалась на 68 % [Trimmer, Sanders, Heppell, 2009]. Примерно на том же уровне происходит задержание наносов с середины летнего сезона другими видами погруженной ВВР: болотник короткоплодный (*Callitriche cophocarpa*) способствует формированию дополнительного слоя грунта средней толщиной 5,6 см, а элодея канадская 2,4 см [Sand-Jensen, 1998].

Для воздушно-водной ВВР данные о ее влиянии на уровень накопления наносов в зарастающих зонах еще более неоднозначные. По-видимому, кроме морфологических отличий от погруженной ВВР (способность ветвления, толщина, гибкость), здесь существенное влияние имеют различия в экологии этих двух групп растений. Если большинство видов погруженной ВВР предпочитает колонизировать участки с медленным течением воды и слабой гидродинамической активностью, где и так происходит аккумуляция мелкодисперсных частиц, независимо от наличия ВВР, то воздушно-водная растительность способна приспособливаться и выдерживать более широкий диапазон скоростей движения воды. В результате этого наблюдается более широкий диапазон возможных уровней накопления наносов или даже смыв уже накопившихся и проявление эрозионных процессов (см. раздел 5.1). Например, в условиях уже упомянутой р. Блеквоте, задержание наносов зарослями ежеголовника прямого составляло 310000 см³/м², при уменьшении скорости течения воды на 72 %, в результате чего мог формироваться средний дополнительный слой грунта около 31 см [Gibbs, 2013]. Следует отметить, что в этом случае ширина русла в несколько метров и характер зарастания по всей ширине, способствовали тому, чтобы все наносы, как влекомые, так и взвешенные

задерживались именно на этом участке, а не перемещались обтекающим потоком. Величины накопления наносов такого же порядка наблюдались нами в центральных частях куртин тростника в отмелой зоне устьевого взморья Волги. Однако, для близкого по морфологии ежеголовника всплывающего (*Sparganium emersum*), в летний период, когда плотность зарослей максимальна, было зафиксировано увеличение слоя наносов всего на 0,8 см [Sand-Jensen, 1998]. Здесь, по-видимому, ключевую роль сыграли другие факторы, такие как крупность наносов и особенности скоростной структуры потока.

Хотя способность ВВР задерживать микрочастицы связана с ее присутствием в потоке воды и созданием дополнительных гидравлических сопротивлений, что вызывает седиментацию, однозначная связь между процессами роста и отмирания надземных частей растений и толщиной накапливаемых отложений наблюдается не всегда. Это особенно касается воздушно-водной растительности, которая в течение года приобретает разные формы: погруженную в начале периода вегетации, воздушно-водную на пике развития и форму разрушающегося растительного опада. Действительно, в результате исследований на зарастающих участках рек Фром и Пидл (Великобритания) было установлено, что максимальная аккумуляция наносов происходит в период наибольшего развития растительности, соответственно для исследованных рек в мае-июле и августе-октябре [Herpell et al., 2009]. В обоих случаях преобладающими растениями на исследованных участках были лютиковые. На участке р. Пидл дополнительно произрастали жерушниковые (*Rorippa spp.*). Примерно такие же результаты получены на р. Шпрее (Германия) в зарослях стрелолиста стрелолистного, когда растения достигали пика биомассы [Kleeberg et al., 2010]. Затем в осенний период, когда растения гибли, задержанные наносы были повторно взмучены и вынесены за пределы участка. Однако, для ежеголовника прямого на р. Блеквоте наблюдалась обратная закономерность: во время максимума биомассы растительности толщина иловых отложений уменьшалась и затем во время деградации и разрушения растительного покрова увеличивалась [Gibbs, 2013]. Подобные результаты для того же вида ВВР приведены в работе [Asaeda, Rajapakse, Kanoh, 2010]. По-видимому, толстый слой растительного опада способствовал большему задержанию и сохранению наносов на участке, чем живые прямостоячие растения. Кроме того, значительная часть опада, разрушаясь, переходила в слой донных отложений. Накопленный слой мелкодисперсных наносов сохранялся и в зимний период с минимальными потерями, несмотря на полную деградацию надземной биомассы, чему способствовала развитая корневая система растений и покров из растительного опада.

Анализ приведенных выше работ и проведенные автором натурные и лабораторные эксперименты показывают, что существует целый ряд механизмов, под действием которых

плавающие на поверхности воды, перемещающиеся в ее толще или влекомые (перекачиваемые, сальтирующие) частицы оказываются задержанными в зарастающих зонах водных объектов:

1) В результате создания дополнительных гидравлических сопротивлений происходит снижение скорости движения воды, транспортирующей способности потока и интенсивности турбулентного перемешивания, что приводит к осаждению твердых частиц.

2) Возникновение в тыльной части растений водоворотных зон, куда захватываются микрочастицы, увеличивается время их нахождения непосредственно у растений, вероятность адгезии и агрегации.

3) Снижение скорости ветра у поверхности воды, в результате чего снижается гидродинамическая активность водных масс.

4) Гашение ветро-волновых явлений, приводящих к взмучиванию осевших частиц.

5) Гашение кинетической энергии дождевых капель и снижение вероятности их прямого воздействия на плавающие и уже задержанные микрочастицы.

6) Механическое задержание частиц неровностями в структуре растений.

7) Задержание частиц сито-подобными структурами из переплетений стеблей и листьев растений одного или нескольких видов.

8) Создание макрофитами на дне, поверхности и в толще воды объемной массы растительного опада с пористой структурой.

9) Задержание микрочастиц в результате адгезии поверхностей ВВР и частиц.

10) Прикрепление частиц к липким поверхностям перифитона, покрывающего листья и стебли ВВР.

11) Прилипание частиц к растениям и друг к другу в результате взаимодействия электрических полей.

12) Агрегация свободноплавающих частиц с уже прикрепленными к растениям.

Роль и интенсивность действия приведенных механизмов в каждом конкретном случае зависит от видового состава ВВР, густоты ее произрастания, сезона года, условий развития, гидрологических и гидродинамических особенностей водного объекта, размеров и происхождения частиц. Плавающие на поверхности воды частицы в основном задерживаются надводными частями воздушно-водных растений, верхушками некоторых видов погруженной растительности, доходящих до поверхности воды (например, роголистника темно-зеленого), или плавающими на поверхности воды листьями и стеблями. Свободноплавающие растения, такие как сальвиния, пузычатка или ряска трехдольная, а также плавающий растительный опад из фрагментов отмершей ВВР и листовой опад из деревьев и кустарников могут создавать на

поверхности воды плотные запруды, улавливающие практически все плавающие частицы. Жесткой основой таких запруд являются заросли воздушно-водной растительности. Подобные запруды часто формируются на устьевых участках малых водотоков, впадающих в озера и водохранилища, чему способствует общее с снижением скоростей движения воды, а также в зарослях прибрежной воздушно-водной растительности под действием нагонных ветров.

Перехват твердого материала, переносимого потоком воды, происходит не только на ее поверхности, но и по всей водной толще и на дне. Частицы, фрагменты растений и предметы антропогенного происхождения, плотность которых близка к плотности воды, перемещаются по всей ее толще и, достигнув зарослей ВВР, задерживаются стеблями и листьями погруженной ВВР и подводными частями воздушно-водных растений. В толще воды также возможно формирование запруд, как из материала, перемещающегося под водой, так и из материала, накопившегося на ее поверхности и под давлением верхних слоев и формирующегося напора воды, выдавливаемого вглубь водной толщи. Основным материалом таких запруд, которые могут достигать дна, являются крупные и мелкие фрагменты древесной растительности, составляющие ее каркас, дополненные жесткими фрагментами воздушно-водной ВВР и листьями, как ВВР, так и древесной растительности. Просветы и поры в этой структуре со временем забиваются, находящимся в воде детритом. Пористая структура таких запруд и вдольбереговых образований из произрастающей воздушно-водной ВВР, неразложившегося растительного опада и детрита, является эффективным естественным фильтром, препятствующим попаданию твердых частиц различной природы с водосбора в водоем.

Дно водных объектов всегда имеет гидравлические сопротивления выше, чем сопротивление разных слоев жидкости. В зарастающих зонах это сопротивление усиливается прикорневыми частями растений, корнями, корневищами и туррионами, а также созданными ими неровностями в поверхности грунтов дна. Кроме того, на дне прибрежной зоны часто скапливается растительный опад, как автохтонного происхождения, так и привнесенный с водосбора. Все это, вместе с минимальными скоростями движения воды, создает значительные препятствия для частиц, перемещающихся в придонной области и перекатывающихся по поверхности дна.

Как уже было сказано, механизм перехвата микрочастиц макрофитами зависит не только от структуры состояния и свойств последних, на поведение микрочастиц в водном объекте влияет их происхождение и размер. Будет ли частица плавать по поверхности воды, перемещаться в водной толще или опустится на дно, зависит от плотности исходного материала, ее веса и формы, а также характеристики водной среды: плотность, поверхностное натяжение, скорость движения, развитие турбулентности и вязкость воды, зависящая от

температуры. Если для наземных экосистем плотность микрочастиц не имеет существенного значения, то для частиц, попавших в водную среду, это пороговая характеристика, определяющая их плавучесть, способность к миграции и дальнейшую судьбу. Кроме того, при длительном нахождении в природной среде, изначальные физические характеристики антропогенных материалов, а также частиц тканей и продуктов жизнедеятельности растений и животных модифицируются под воздействием механического разрушения, биогеохимических процессов, фотохимической деградации, биологического обрастания и коагуляции. В таблице 6.3 приведены некоторые характеристики материалов, микрочастицы из которых наиболее часто встречаются в водных объектах.

Как видно из таблицы 6.3, основное разнообразие микрочастиц, как по материалам, так и по источникам поступления в водные объекты принадлежит синтетическим полимерным материалам. Уже сейчас синтезированы тысячи полимеров в широком диапазоне плотности и текстуры. Если учесть, что в мире ежегодно производится более 400 млн. т синтетических пластиков и совокупный годовой темп роста их производства составляет 8,4%, что примерно в 2,5 раза выше темпов роста глобального валового внутреннего продукта, а также то, что для разложения пластиковых изделий может понадобиться несколько тысяч лет, этот вид частиц и в дальнейшем будет вносить основной вклад в поступление антропогенных микрочастиц в водные объекты.

Наряду со сточными водами [Freeman et al., 2020; Schmidt et al., 2020; Sun, Ren, Ni, 2020], одним из основных, постоянных, широко распространенных и, кроме того, очевидных источников поступления в водные объекты антропогенных твердых частиц из синтетических полимерных материалов и ассоциированных с ними загрязнителей является истирание автомобильных и мотоциклетных шин, а также автодорожного полотна и разметки. Около 70-85 % состава автомобильных шин состоит из натурального или бутадиен-стирольного каучука и наполнителя (обычно технического углерода). Средняя эмиссия в окружающую среду от шинной пыли колеблется в пределах 0,2-5,5 кг на человека в год [Baensch-Baltruschat et al., 2020; Lee, Ju, Kim, 2020; Sieber, Kaweckı, Nowack, 2020], а наиболее часто встречаемый размер частиц находится в пределах 1 нм - 100 мкм [Halle et al., 2020; Hüffer et al., 2019; Mathissen et al., 2011].

Рассмотрим основные свойства пластиковых микрочастиц, отличающих их от других микрочастиц антропогенного происхождения. Это, прежде всего, стойкость к деградации. В общем случае, вопрос о времени деградации пластиков в естественных условиях до минеральных веществ, на современном уровне знаний риторический и не имеет научно

Таблица 6.3. Характеристика микрочастиц природного и антропогенного происхождения, наиболее часто встречающихся в водных объектах

Материал, вещество		Происхождение микрочастиц	Плотность, г/см ³
Природные			
Грунты	Песок	Выветривание горных пород, состоящих преимущественно из кварца (диоксида кремния)	2,46-2,65
	Глинистые грунты	Разрушение минералов группы каолинита, преимущественно полевого шпата	2,66-2,70
	Ил, сапропель	Органоминеральные донные отложения	1,05-1,91
Ткани растений и животных	Древесина	Фрагментация и разложение твердых тканей древесно-кустарниковой растительности	0,38-1,00
	Листья и стебли наземных растений	Фрагментация листьев древесной растительности и наземных частей травянистых растений	0,06-0,85
	ВВР	Фрагментация и разложение макрофитов	0,28-1,19
	Водные животные	Разложение тканей животного происхождения	1,01-1,09
Антропогенные			
Стекло, керамика	Стекло	Разрушение изделий из стекла (окон, посуды, оптических приборов)	2,20-7,50
	Фаянс, фарфор	Разрушение гончарных изделий (посуды, ваз, статуэток)	2,30-2,60
	Кирпич, керамический камень	Строительный мусор	2,60-2,70
Металлы	Ржавчина	Коррозия железа и его сплавов	5,24
	Оксид Fe (II)	Отходы металлургии, гончарных производств и производств минеральных красок	5,74-5,88
Продукты горения	Сажа	Неполное сгорание или термическое разложение углеводородов	1,76-1,90
	Зола	Результат сгорания угля, сланцев, дров, торфа, кизяка, соломы, образующийся из минеральных примесей топлива	0,40-1,45
	Технический углерод	Истирание автомобильных шин	1,76-1,90
Синтетические полимерные материалы	Полиэтилен низкого давления	Упаковки, емкости, тара, детали автомобилей, инженерные пластики в электронных устройствах	0,89-0,97
	Полиэтилен среднего давления	Упаковки, пленки, винтовые колпачки	0,96-0,97
	Полиэтилен высокого давления	Упаковки, пленки, трубы, строительные материалы, детали автомобилей и электрических приборов, химического и пищевого оборудования	0,90-0,98
	Линейный полиэтилен высокого давления	Упаковки, пленки, трубы, шланги, изоляция	0,91-0,93

Таблица 6.3. (окончание)

Материал, вещество		Происхождение микрочастиц	Плотность, г/см ³
Синтетические полимерные материалы	Полипропилен	Тара, упаковки, волокно, антикоррозийный материал, детали машин, электронных и медицинских приборов	0,83-0,92
	Поливинилхлорид	Упаковки, строительные материалы, детали машин и электрооборудования, предметы одежды и обуви	1,16-1,58
	Полистирол	Упаковки, строительные и отделочные материалы, товары народного потребления	1,04-1,10
	Полиэтилен-терефталат	Упаковки, аудио-, видео- и рентгеновские пленки, автомобильные шины, бутылки для напитков	0,96-1,45
	Экструзионный пенополистирол	Строительный материал для теплоизоляции	0,01–0,04
	Полиамид (нейлон)	Пленки, покрытия, волокна, одежда	1,02–1,16
	Полиметилметакрилат (акрил)	Одежда, домашний текстиль, обивочные ткани, игрушки, сантехнические изделия, покрытия	1,09–1,20
	Полиуретан	Уплотнения, лакокрасочные изделия, клеи, герметики, детали машин, изоляторы, импланты	1,14-1,20
	Поликарбонат	Линзы, компакт-диски, фары, компьютерные корпуса, очки, светотехнические изделия	1,20–1,22
	Алкид	Лакокрасочные материалы	1,24–2,10
	Полиэстер	Ткани, одежда, упаковки, тара, ленты,	1,24–2,30
	Политетрафторэтилен (тефлон)	Покрытия бытовых и производственных предметов	2,10–2,30
	Бутадиен-стирольный каучук	Автомобильные покрышки, резиновая обувь	0,90-0,99

доказанных фактов. Считается, что пластик должен разлагаться несколько десятков, сотен, а по некоторым оценкам, и тысяч лет. Основанием для таких выводов, как правило, служат лабораторные эксперименты с ограниченным количеством возможных условий деградации. С пластиком может сравниться только стекло, срок разложения которого в природных условиях тоже составляет более тысячи лет. Многие из распространенных полимеров не подвержены эффективному биологическому разложению. К таким полимерам относятся: полиэтилен, полиэтилентерефталат, поливинилхлорид, полистирол, полиуретан, эпоксидная смола, поливиниловый спирт, бутадиен-стирольные каучуки.

В отличие от других микрочастиц антропогенного происхождения и минеральных частиц грунтов, синтетические полимерные материалы и микрочастицы из них не являются стойкими к УФ-излучению, если в их состав не были введены УФ-стабилизирующие добавки. Деградация, связанная с УФ-облучением и другими климатическими условиями, приводит к прогрессированию физических изменений: повышение хрупкости, потеря механической

целостности, фрагментация. Поскольку солнечный свет, температура и содержание кислорода играют ключевую роль в деградации пластика, принципиальным является вопрос о месте и условиях деградации. Наиболее ярко этот процесс выражен на суше и в прибрежной зоне. Деградация ускоряется при физическом истирании (абразии) из-за турбулентности потоков или ветро-волновой активности. Это означает, что фрагментация является наибольшей, когда обломки непосредственно подвергаются воздействию УФ-излучения на береговой линии. Наоборот, образование биопленки, колонизация микроорганизмами или биообрастание, снижают скорость деградации пластика, из-за перехвата солнечной радиации, поступающей на поверхность фрагментов. Как только пластик попадает толщу воды, в грунт или покрывается органическими, или неорганическими субстанциями, что происходит быстро в водной среде, скорость фрагментации существенно уменьшается. Это связано не только с уменьшением УФ-излучения, но и со снижением температуры и более низким уровнем кислорода. Кроме того, включенные в состав пластика химические добавки, такие как УФ- и термостабилизаторы, ингибируют процесс фрагментации.

Вторым существенным отличием микропластиков от других микрочастиц является то, что часть из них была произведена как микрочастицы. Это так называемый первичный микропластик, имеющий заданные размеры, форму и свойства. К таким микропластикам относятся микрогранулы полимерных смол (композитов), пластиковые микроизделия (например, бисер), микрочастицы косметических продуктов и моющих средств, таких как мыло, гели для душа, скрабы, зубная паста и т.д.

Еще одним отличием пластиковых микрочастиц является их форма. Если микрочастицы природного происхождения и непластиковые антропогенные частицы обычно имеют округлую форму или форму близкую к кубической, то есть примерно одинаковый размер в трех измерениях, то, например, частицы из средств личной гигиены могут иметь переменную нерегулярную форму, включая эллипсоиды, палочки, ленты и нити, могут быть в виде одинаковых цилиндрических микрогранул, разноразмерных сфер или их фрагментов. Новые фрагменты жестких пластиков, как правило, имеют острые края. Однако, длительное их нахождение в движущейся внешней среде (например, в прибойной зоне) приводит к значительному истиранию частиц, сглаживанию граней и углов. Гибкие плоские пластиковые изделия (пленки, пакеты), разрушаясь, также имеют плоскую форму в виде полос, лент или волокон. Массовое продуцирование микроволокон происходит при разрушении синтетических текстильных изделий. Микропленки и микроволокна являются гибкими частицами, чего не наблюдается среди всего многообразия других частиц.

Как уже было отмечено, хотя пластиковые микропластики объединены общим названием микропластик, их свойства, поведение в окружающей среде и конечная судьба чрезвычайно различны, что определяется, как самой полимерной матрицей, так и множеством добавок и наполнителей, а также условиями и временем пребывания в окружающей среде. Микроволокна наиболее сложные виды микропластиков по химическому составу, хотя и другие частицы пластиков характеризуются чрезвычайным многообразием. С ними могут сравниться разве что микропластики животного и растительного происхождения. Согласно данным Шведского химического агентства, только для окраски синтетического текстиля используется около 10 тыс. компонентов. Более того, химический состав микропластиков, как и других микропластиков органического происхождения, изменяется с течением времени и условий внешней среды, поэтому с уверенностью можно говорить только о базовом полимере или о сополимерах, из которых состоят пластиковые микропластики. Первоначальный химический состав существует только у той небольшой группы микропластиков, которая была создана в виде микропластиков, например, для косметических продуктов. Для таких микропластиков их первоначальный химический состав характеризуется видом базового полимера (сополимеров), наличием мономеров, а также всевозможных добавок и наполнителей. Количество используемых добавок может быть достаточно большим и для пластификаторов составлять 10-50% от веса пластика.

Как и другие микропластики органического происхождения, микропластик способен не только переносить широкий спектр загрязнителей, но также длительное время их удерживать, ввиду высоких сорбционных свойств самих пластиковых материалов, которые значительно выше, чем у частиц природного происхождения. Органические загрязнители в основном гидрофобные и хорошо удерживаются на микропластике, в результате чего концентрация загрязнителя на частицах может в миллион раз превышать его концентрацию в окружающих водных массах и грунтах [Cole et al., 2011]. Различные микроорганизмы, находящиеся на пластиковых частицах, включая диатомовые водоросли, являются дополнительными сорбентами гидрофобных загрязнителей. Более того, недавними исследованиями взаимодействия пластиковых микропластиков и растворенного органического вещества на молекулярном уровне, установлено, что в результате такого взаимодействия образуется высококонъюгированный сополимер [Chen et al., 2018]. В таких условиях сорбция, например, тяжелых металлов будет происходить не только в поверхностном слое, но и усилится процесс диффузии металлов внутрь микропластиков.

Сообщества бактерий биопленок пластиковых микропластиков существенно отличаются от аналогичных сообществ на частицах из природных материалов, таких как дерево [Oberbeckmann, Kreikemeyer, Labrenz, 2018], целлюлоза или стекло [Ogonowski et al., 2018].

Сравнение обилия, состава и структуры микробных сообществ, образующих биопленки на пластиковых частицах (линейный полиэтилен низкой плотности, полипропилен) и частицах из природных материалов (минералы, дерево) в контролируемом эксперименте, показало, что, хотя биоразнообразие выше на природных частицах, обилие семейств *Pirellulaceae*, *Phycisphaerales*, *Cyclobacteriaceae*, *Roseococcus* значительно выше на пластиковых субстратах [Miao et al., 2019]. Более того, гены *Roseococcus* были обнаружены только на пластиковых частицах. Метаболизм с участием бактерий на природных и пластиковых субстратах протекал по-разному. Это, по мнению авторов эксперимента, связано с биodeградацией гидрокарбонатов и может потенциально влиять на циклы азота и углерода в системе биопленок, особенно в тех местах, где аккумулируются микропластики. Поскольку качественный состав растворенного органического вещества формирует ансамбль микробного сообщества и его метаболическую активность, растворенный органический углерод, связанный с пластиком, может частично объяснить различия в утилизации углеродных субстратов микробами на микропластиках и в окружающих водных массах. Вместе с тем, выщелоченный из пластиковых микрочастиц, углерод может также влиять на свободно живущие бактерии, путем привнесения биодоступного растворенного органического углерода. Кроме того, установлено, что выщелачивание бисфенола А из микрочастиц поливинилхлорида ингибирует производство метана, поскольку микробное сообщество смещается в сторону от гидролиза и метанирования [Wei et al., 2019]. То же самое наблюдается при деградации частиц из полиэтилентерефталата [Zhang et al., 2020b].

Так как пластик интенсивно сорбирует различные субстанции, включая антибиотики, можно предположить, что создаются особые селективные условия, которые способствуют процессу горизонтального переноса генов в природных условиях [Arias-Andres, Rojas-Jimenez, Grossart, 2019], поскольку близкое расположение различных растущих клеток в биопленке повышает вероятность такого переноса между различными бактериями в результате чего в окружающей среде может сместиться баланс между патогенностью и устойчивостью к антибиотикам. Это, в свою очередь, может оказать влияние на эволюцию микробов в планетарном масштабе и, как результат, способствовать широкомасштабному распространению генов, устойчивых к антибиотикам, в том числе некоторых генов, имеющих человеческое происхождение, а также изменить пути биodeградации [Arias-Andres, Rojas-Jimenez, Grossart, 2019; Eckert et al., 2018; Shen et al., 2019]. В конце концов, это может принести ощутимый вред здоровью людей и домашних животных, будучи частью других массовых антропогенных интервенций в окружающую среду, таких как твердые отходы и сточные воды.

Низкая плотность частиц из полимерных материалов массового производства, которая сравнима только с частицами растительного происхождения, способствует их интенсивному

переносу воздушными и водными потоками и распространению на обширных территориях вдали от источников происхождения. Плавающие по поверхности воды пластики легко переносятся поверхностными ветровыми течениями, а также могут перемещаться по поверхности воды под воздействием воздушных потоков. Иногда этому способствует форма самих частиц. Характерной особенностью части плавающих микропластиков является их высокая парусность, способная внести существенный вклад в скорость их миграции. Чрезвычайно легкие сферические частицы из пенополистирола, имея высокую парусность, не плывут, а катятся по водной поверхности и способны за сутки преодолеть расстояние около 250 км, то есть пересечь Балтийское море [Chubarenko et al., 2016]. Скорость всплывания пеллет пенополистирола может достигать 31,4 см/с [Waldschläger, Schüttrumpf, 2019]. О способности микрочастиц, с формой близкой к кубической, перекачиваться на поверхности воды было также отмечено во время наблюдений за движением микропластиков в районе Североатлантического субтропического вихря [Ter Halle et al., 2016].

Среди всех, встречающихся в водных объектах микрочастиц, только микропластик способен одновременно плавать на поверхности воды, находиться в ее толще, концентрируясь на разных глубинах, находиться на дне, смешиваясь с другими минеральными, органическими и антропогенными частицами, или перемещаться в вертикальной плоскости, то опускаясь на дно, то всплывая на поверхность воды. Такое поведение связано, прежде всего, с плотностью полимерных материалов, близкой к плотности воды, в результате чего, пороговые значения характеристик плавучести под действием множественных гидроэкологических процессов могут быть легко преодолены в ту или другую сторону. Микропластики на базе полимеров низкой плотности встречаются в донных отложениях окраинных морей [Frère et al., 2017] и на дне океанических глубин [Van Cauwenberghe et al., 2013, 2015]. С другой стороны, на поверхности воды встречаются микрочастицы пластика из полистирола, поливинилхлорида и полиэтилентерефталата, обычная плотность которых выше плотности воды [Hidalgo-Ruz et al., 2012]. Эти закономерности принципиально отличаются от закономерностей динамики взвешенных минеральных частиц такого же размера, которые в стационарных условиях концентрируются у дна.

Фрагменты пластиков, прежде, чем попасть в водный объект и собственно стать фрагментами какого-то пластикового изделия, должны достаточно длительное время находиться на загрязненной территории суши, где присутствуют другие загрязнители. На муниципальных и стихийных свалках всегда имеется значительное количество органического вещества из бытовых отходов. Почвенный гумус, органическое вещество из отходов и глинистые частицы, плотность которых в 2,5-2,7 раза выше, имеют высокую степень адгезии к

гидрофобным пластиковым материалам. Поэтому, маловероятно, что пластиковые микрочастицы, перемещаясь по суше под воздействием водных или воздушных потоков, будут иметь плотность исходного полимера. Поскольку плотность абсолютного большинства органических веществ и минералов значительно выше плотности воды и микропластиков, то даже частицы на основе полиэтиленов и полипропилена, сформировавшие гетероагрегаты, сорбировавшие минеральные частицы или просто загрязненные органическим веществом, попадая в водный объект, будут погружаться в воду.

Плотность пластиковых частиц может измениться во время пребывания в водной среде из-за процессов деградации и флокуляции. Рост сообществ обрастания, включая микроорганизмы и планктон, на поверхности и в микротрещинах пластиков, способствует изменению плотности частиц [Andrady, 2011; Fazey, Ryan, 2016; Kaiser, Kowalski, Waniek, 2017]. Агрегация с органическими и неорганическими частицами также может увеличивать размер и плотность микропластиков, в результате чего произойдет их ускоренное осаждение на дно и смешивание с донными отложениями. Учитывая высокие концентрации взвешенных частиц, особенно частиц детрита в прибрежной зоне, агрегирование и последующее осаждение может доминировать в судьбе и пространственной дифференциации микропластиков. Модельные исследования, показали, что дополнительная масса взвешенных частиц каолина или бентонитовой глины, которые формировали гетероагрегаты с микропластиками, превалировала над вариациями плотности частиц и формированием биопленки в качестве основного процесса, контролирующего судьбу и удержание на поверхности воды микропластиков [Besseling et al., 2017]. Аналогичные экспериментальные результаты получены для фрагментов и нитей из поливинилхлорида в размерном диапазоне 63-125 мкм, которые легко флокулировали с мелкозернистым природным частицами в естественных концентрациях и в агрегатах оседали значительно быстрее чем отдельные частицы [Andersen et al., 2021]. В другом эксперименте с экспонированием частиц из полиэтилена, полиэтилентерефталата и полистирола в эпи-, мета- и гипolimнионе пресноводного водоема в конце лета в течение 47 дней установлено, что независимо от толщины биопленки и состава бактерий, цианобактерий и водорослей, частицы полиэтилена оставались плавучими, а скорость опускания частиц полистирола и полиэтилентерефталата не изменилась. Во время эксперимента произошло событие, вызвавшее смешение воды из гипolimниона, богатой неорганическими частицами из оксида железа, с водой из верхних слоев. Это побудило агрегацию и погружение частиц полиэтилена вместе с органическим веществом, колониями цианобактерий и минералами железа [Leiser et al., 2020]. Вместе с тем, установлено, что агрегация, приводящая к увеличению плотности частиц, сильно

зависит от вида полимера [Lagarde et al., 2016; Yan et al., 2021] и среды нахождения частиц [Hakim, Kobayashi, 2020].



Рисунок 6.2. Задержание манником большим микрочастиц пенополистирола (натурный эксперимент)

Нами изучалось поведение пластиковых микрочастиц во время натуральных экспериментов в прибрежной зоне водных объектов: Иваньковского водохранилища и его притоков, малых водоемов Московской области, а также в лабораторных условиях (рисунок 6.2). Работы на малых водоемах Московской области выполнены сотрудником Института водных проблем РАН Г.А.Звезденковой под руководством автора. Характеристики изучаемых частиц приведены в таблице 6.4. В экспериментах использовались растущие (на разных стадиях развития) и отмершие растения при их различном расположении. Густота произрастания также менялась. В

натурных экспериментах определенное количество пластиковых микрочастиц различной формы, состава и размера помещалось в прибрежной зоне на расстоянии 1 м от уреза воды с целью их естественного смыва во время дождей или сдува ветром в водный объект на участках шириной 1 м с прибрежной растительностью и без нее. На участках измерялись глубина и скорость течения воды, высота, длина и частота ветровых и судовых волн, уклон дна и тип донных отложений, количество растений на 1 м² акватории и их диаметр, определялось проективное покрытие ВВР, ежедневно фиксировалась скорость и направление ветра, наличие или отсутствие дождя. Подсчитывалось количество частиц микропластика, находящихся на каждом метре от уреза воды и их положение: плавают на поверхности воды, опустились на дно или прикрепились к растениям. Периодичность измерений зависела от особенностей участка и погодных условий и колебалась от ежедневных до одного раза в неделю.

Таблица 6.4. Характеристики исследованных пластиковых микрочастиц

Базовый полимер	Вид, форма частиц	Средний размер, мм	Плотность, г/см ³	Средний вес, мг
Полиэтилен низкой плотности	Пластины треугольной формы	2,5	0,90-0,98	3,2
Полиэтилен высокой плотности	Микропенки в форме полосок и квадратов, фрагменты нерегулярной формы	1,0; 2,0; 4,5	0,89-0,97	1,1
Полипропилен	Микродиски	5,0	0,83-0,92	8,8
Полистирол	Пластины квадратной формы	1,0	1,04-1,10	1,0
Пенополистирол	Микросферы	1,0; 3,0; 4,5	0,01–0,04	0,4
Полиэтилентерефталат	Хлопья нерегулярной формы	4,3	0,96-1,45	1,8
Поливинилхлорид	Микроцилиндры	2,5	1,16-1,58	14,0
Полиметилметакрилат (органическое стекло)	Микросферы в форме бисера	1,0	1,18-1,19	9,0
Полиэстер	Микронити, микроволокна	2,5	1,24–2,30	0,3

Лабораторные опыты выполнялись в сосудах объемом 5 л, в которые помещалось фиксированное количество пластиковых микрочастиц и срезанные на водоеме растения или их фрагменты. Отдельным вопросом было исключение или минимизация влияния стенок, так как пластиковые микрочастицы имеют хорошую способность прилипать к стенкам стеклянных сосудов или даже ползти по ним вертикально вверх. Это особенно характерно для частиц полистирола, плотность которого немного выше плотности воды, и частицы которого, в зависимости от концентрации и размера, могут не полностью рассеиваются в воде [Eitzen et al.,

2019], а также легких частиц пенополистирола. Способность частиц пенополистирола подниматься по стенкам стеклянных сосудов (даже сухим) делает крайне затруднительным проведение лабораторных экспериментов.

Были выполнены серии опытов с микрочастицами различного размера, формы и состава, с однородными характеристиками или в смеси. Состояние растений изменялось от живых, в различной стадии роста, до частично разложившихся, включая искусственно высушенные и отмершие. Кроме естественно спокойного состояния водной среды искусственно создавалось перемешивание воды и волновые движения. Наблюдалось количество пластиковых микрочастиц, прилипших и задержанных стеблями, ветвями и листьями растений.

В абсолютном большинстве случаев для пластиковых микрочастиц, как и других микрочастиц, обнаруженных в воде или донных отложениях водных объектов, неизвестен источник их происхождения, длительность пребывания в окружающей среде и пути поступления в водный объект. Попытки математического моделирования этих процессов на основе метода Лагранжа дают лишь общее представление на уровне макропроцессов о поступлении пластиковых микрочастиц с суши в морские воды, потенциальных источниках дрейфующих пластиковых объектов в морских водах и статистическое предсказание траекторий мусора, поступающего из различных мест в масштабе тысяч квадратных километров [Gajšt et al., 2016; Isobe, 2016; Welden, Lusher, 2017]. Поэтому, для того, чтобы выяснить как быстро микрочастицы с прибрежных участков суши попадают в водный объект, нами был исследован гипотетический случай поступления частиц с загрязненной территории, когда пластиковые микрочастицы из разных материалов, имеющие разные размеры и форму в силу каких-то причин одновременно находятся на прибрежном участке на расстоянии 1 м от уреза воды. В течение 45 дней выполнено наблюдение за поведением, помещенных на этот участок микрочастиц и тем, какие факторы определяют скорость их попадания в водный объект.

Как и следовало ожидать, первыми в водный объект попадают легкие сферические частицы пенополистирола, сдуваемые ветром и перемещаемые под воздействием ударов дождевых капель. Их перемещение по суше качением происходит даже при незначительной скорости ветра 1,5 м/с, а при его усилении может привести к сальтирующему движению. Этому способствует сферическая форма частиц. За время наблюдений более 52 % частиц пенополистирола попали в водный объект. Количество частиц пенополистирола, попавших в водный объект, несколько занижено, поскольку легкость их переноса привела к потере во время натурального эксперимента 19 % частиц.

По-видимому, малый вес частиц является определяющим для их миграции на суше и скорости попадания в водные объекты. На уровне частиц пенополистирола, за то же время в водный объект попали 62 % исследованных нами микронитей и микроволокон из полиэстера, вес которых примерно одинаковый с микросферами из пенополистирола. Перемещение микроволокон наиболее интенсивное в сухую погоду при скорости ветра выше 4 м/с. Такая скорость ветра является обычной для средней полосы России. Также следует отметить, что микроволокна наиболее часто встречаемый вид микропластика во всех средах, от воды и воздуха, до донных отложений и полярных льдов [Казмирук, 2020]. Недавно микрочастицы с максимальными концентрациями 15,2 шт./л, состоящие исключительно из микроволокон, были обнаружены в двух карстовых водоносных горизонтах штата Иллинойс (США) [Panno et al., 2019]. Наши результаты показывают, что не только сточные воды могут быть основным путем попадания микроволокон в водные объекты, как это обычно считается [Briain et al., 2020; Tian et al., 2021], перенос по суше и по воздуху также вносит существенный вклад в интенсивное загрязнение водных объектов синтетическими микроволокнами. Наши выводы согласуются с результатами исследований атмосферного переноса и выпадения пластиковых микрочастиц [Dris et al., 2016; Zhang et al., 2020a].

Вторую группу микрочастиц, проявляющих сходное поведение в прибрежной зоне водных объектов, составляют плоские частицы различной формы из полиэтиленов высокой и низкой плотности, полистирола и полипропилена. С точностью 6-13 % было установлено, что при загрязнении частицами из этих материалов прибрежной полосы недалеко у уреза воды, за полтора месяца в водный объект попадет 19-25 % микрочастиц. Микрочастицы из этих материалов имеют близкую плотность и вес, кроме более тяжелых и крупных по размеру частиц из полипропилена, имеющих регулярную дископодобную форму. По нашим наблюдениям, форма этих частиц способствовала тому, чтобы под действием ветра, они, перекатываясь, достигали водного объекта.

Что касается микрочастиц из органического стекла и поливинилхлорида, то, хотя они по своей форме и могут перекатываться под действием ветра, их вес не позволял это сделать. В результате, за период наблюдений в водный объект попало только 3 % частиц из полиметилметакрилата и 9 % частиц из поливинилхлорида. Эти частицы начинают перемещаться только при сильных ветрах с порывами до 12-16 м/с.

Выполненные нами наблюдения позволяют сделать следующие принципиальные выводы, что даже после формирования микрочастиц при разрушении предметов из синтетических полимерных материалов, находящихся в прибрежной зоне, для попадания этих частиц с суши в водные объекты необходимо несколько месяцев (фрагменты пенополистирола, микроволокна),

для фрагментов в виде пленок и пластин разной формы необходимо более полугода, а для тяжелых частиц из полимерных материалов высокой плотности, таких как поливинилхлорид и органическое стекло - несколько лет. При этом перемещение всех микрочастиц на суше в основном происходит под действием ветра, а не потоков дождевых вод как было отмечено в недавних исследованиях на оз. Дунху в г. Ухань (Китай) [Xia et al., 2020]. За это время плотность частиц и их химический состав могут существенно измениться.

Не менее сложна динамика и миграция пластиковых микрочастиц при попадании их в водный объект. Кроме уже упомянутого разнообразия свойств плавучести, существует еще целый ряд факторов, влияющих на поведение и судьбу микропластика в каждом конкретном случае. Так частицы пенополистирола легко сдуваются с суши в ветреную погоду и, на первый взгляд было бы логично предположить, что, чем сильнее ветер, тем больше микрочастиц попадет в водный объект. В некоторых случаях так и происходит. Например, когда сдутые частицы попадают в закрытый от ветрового волнения залив или, когда скорость ветра достаточна для переноса легких частиц из пенополистирола, но недостаточна для развития ветровых волн. В противном случае, около 80 % частиц ветровыми волнами выбрасывается обратно на сушу при их максимальном вертикальном заплеске, где эти частицы и остаются, смешанные с другим, выбрасываемым на берег, мусором и прикрытые им. Из такого состояния частицы пенополистирола уже значительно позже попадут в водный объект, если не будут депонированы и захоронены под слоем минеральных частиц. Только около 20 % микрочастиц из пенополистирола остаются в водном объекте в условиях развитого ветрового волнения в прибрежной зоне и береговом источнике их поступления. Такая пространственная дифференциация частиц пенополистирола сохраняется и при наличии полосы зарослей тростника на удалении около 5 м от уреза воды. Автором проводились опыты на Иваньковском водохранилище при высоте волн в прибрежной зоне 3,5-6,5 см, их длине 1,5-4,2 м и частоте 0,25-0,50 1/с.

Если источник микрочастиц из пенополистирола находится в водном объекте на некотором удалении от берега, происходит быстрое рассеивание частиц по акватории. Такая ситуация складывается, когда крупный предмет из пенополистирола попал в водный объект и там разрушается. В условиях зарослей манника на Иваньковском водохранилище с проективным покрытием 80 % при нагонном ветре около 7 м/с, высоте волн у берега 6 см и скорости приповерхностного стокового течения 1-2 см/с, частицы из пенополистирола со средним диаметром 4,5 мм, одновременно вышедшие из точечного источника, уже через 1 мин. рассеиваются на площади 1 м², а через 5 мин. занимают площадь 6 м². Движение частиц пенополистирола на поверхности воды определяется сложным взаимодействием факторов в

контактной зоне на границе между водой и воздухом. Поскольку микрочастицы очень легкие и практически не погружаются в воду, поддерживаемые в том числе силами поверхностного натяжения, их движение определяется не только перемещением воды в верхнем миллиметровом слое, но и поступательным движением и микровихрями воздуха.

Наблюдаемые нами закономерности поведения микропластиц пенополистирола были смоделированы для условий акватории Большого барьерного рифа (Австралия) на основе модели адвекции-диффузии, в результате чего было установлено, что характеристики источников микропластиков имеют наибольшее влияние на их дальнейшую судьбу [Critchell, Lambrechts, 2016]. Модельными расчетами было установлено, что при расположении источника микропластиков у берега и направлении ветра от него, часть пластиковых микропластиц быстро аккумулируется на пляже, а другая также быстро уносится в открытую акваторию и распространяется на большие расстояния. При расположении источника в открытой акватории, наблюдается относительно однородное распределение пластиковых микропластиц. Когда источник располагается недалеко от берега и ветер нагонный, основная масса микропластика быстро аккумулируется в береговых отложениях, а часть из них располагается недалеко от источника. Кроме того, характеристики диффузного переноса, затенение от ветрового воздействия высокими островами, а также соотношение условий задержания частиц на пляже и их переход во взвешенное состояние, имеют принципиальное значение в процессе аккумуляции пластиковых микропластиц.

Характерной особенностью поведения частиц пенополистирола является то, что когда они находятся недалеко от других предметов, например, стеблей и листьев ВВР, в результате взаимодействия электрических полей, происходит их притягивание к этим предметам. В меньшей мере то же самое наблюдается с плавающими по поверхности воды пластиковыми микрофрагментами на основе полиэтилена. Это свойство пластиковых микропластиц может быть использовано для создания технических устройств и методов их улавливания в водной и воздушной среде, на поверхности грунта, а также при очистке сточных вод.

В лабораторных условиях автором было установлено, что расстояние, на котором начинает проявляться действие сил притяжения, зависит от внутренней структуры стеблей растений и размера частиц (таблица 6.5). При трубчатой и сильно пористой структуре стеблей силы притяжения проявляются слабее и действуют на более близком расстоянии. Уменьшение размеров частиц также приводит к уменьшению расстояния взаимодействия, при этом не всегда пропорционально по отношению к тем же видам растений. Так, уменьшение размера экспериментальных частиц пенополистирола с 3 до 1 мм привело к снижению уровня притяжения частиц растениями аира. Оно стало на уровне тростника, хотя для более крупных

частиц находилось на уровне манника и осоки. Диаметр стебля для растений одного и того же вида не оказывает существенного влияния на расстояние притягивания частиц растениями. При уменьшении диаметра стебля тростника в два раза с 8 до 4 мм, расстояние начала притягивания уменьшилось всего на 1 мм с 1,5 до 1,4 см.

Таблица 6.5. Расстояние, с которого начинается видимое притягивание и отталкивание частиц пенополистирола воздушно-водной растительностью

Вид растительности	Приведенный диаметр поперечного сечения растений, мм	Расстояние притяжения (мм) частиц разной крупности		Расстояние отталкивания (мм) частиц разной крупности	
		3 мм	1 мм	3 мм	1 мм
Тростник обыкновенный	8	15	12	15	11
Рогоз узколистный	25	15	10	15	14
Манник большой	6	18	14	16	14
Аир обыкновенный	10	18	12	19	17
Осока острая	4	19	14	13	14

Для широко распространенных видов воздушно-водной растительности расстояние, на котором начинается притягивание частиц пенополистирола, в исследованном размерном диапазоне, колеблется в пределах 1,0-1,9 см. Сильнее всего частицы пенополистирола притягивает осока, листья которой имеют ширину около 4 мм. Характерно, что в исследовании, проведенном нами ранее, именно осока была тем растением, которое удерживало наибольшее количество микрочастиц минерального и органического происхождения в расчете на единицу его воздушно сухого веса (см раздел 4.4). Нам не известно, проводились ли какие-то исследования, но именно осоковые широко использовались при создании уже упомянутой буферной зоны оз. Потерянная лагуна.

Хотя нет четкой зависимости между величиной поперечного сечения растений и расстоянием, при котором начинается видимое притягивание частиц пенополистирола, можно с уверенностью утверждать, что более тонкие растения притягивают частицы сильнее. Эту закономерность подтверждает и тот факт, что растения рогоза узколистного, являющегося самым крупным из исследованных видов, и имеющие поперечное сечение в прикорневой части в среднем 1,5×3,5 см, хуже других видов притягивают частицы пенополистирола.

Еще одна закономерность была обнаружена нами во время экспериментов - если поверхность стеблей или листьев растений не смочена водой, происходит отталкивание частиц

пенополистирола (см. таблицу 6.5). Для обоих исследованных размеров частиц, наибольшее расстояние, на котором проявлялись силы отталкивания, было характерно для растений аира. Для частиц размером 1 мм это расстояние было на 2 мм меньше. Примерно в такой же пропорции оно уменьшалось для большинства других видов ВВР и только для осоки на 1 мм увеличивалось.

Не менее сложное поведение, попавших в водный объект частиц пленок из полиэтилена высокой плотности. Если частицы не загрязнены на суше за время их формирования из более крупных предметов, что маловероятно, они некоторое время плавают по поверхности воды, поскольку плотность полиэтилена ниже плотности воды. Кроме того, частицы поддерживаются на поверхности воды силой поверхностного натяжения. Проведенные нами натурные и лабораторные эксперименты показывают, что даже ранее незагрязненные частицы пленок из полиэтилена довольно быстро начинают погружаться в воду. Вероятнее всего, причина этому наличие в воде и адгезия водного гумуса и взвешенных минеральных частиц, а не биообрастание.

При наличии в лабораторном сосуде ВВР из природного водоема, являющейся источником природных микрочастиц, и условий перемешивания воды, уже через 24-47 часов более 10 % микропленок со средним размером 4,5 мм погружается в водную толщу и находятся в ней. Дополнительно, примерно такое же количество микропленок опускается на дно. Более мелкие частицы из того же материала (средний размер около 1 мм) начинают погружаться в воду еще быстрее. Через 15-16 часов около 10 % микрочастиц уже находятся в толще воды, а в присутствии роголистника темно-зеленого эта величина возрастает до 33 %. Со временем процесс опускания микропленок в воду только нарастает (рисунок 6.3). Отмечено, что адгезия природных микрочастиц на частицах пластика начинается и протекает более интенсивно в местах, где имеются неровности поверхности: изгибы, надрывы, царапины, потертости.

Нами исследовано влияние присутствия в воде тростника, манника, аира, осоки, рдеста плавающего и роголистника темно-зеленого. В лабораторных условиях начало и интенсивность погружения микропленок в воду зависит от площади поверхности растений и ее структуры, способствующих удержанию минеральных частиц и частиц водного гумуса. В наших экспериментах быстрее всего осаждение микропленок из полиэтилена начиналось в присутствии растений рдеста плавающего, имеющего большую площадь гладких, плавающих на поверхности воды листьев, хорошо задерживающих взвесь и легко ее отдающих в поверхностный слой воды, где и находятся микропленки. Тоже самое можно сказать о роголистнике темно-зеленом, листья которого хотя и имеют другую структуру, но также

эффективно удерживают мелкодисперсные частицы, как на самих листьях, так и в пространстве вокруг них.

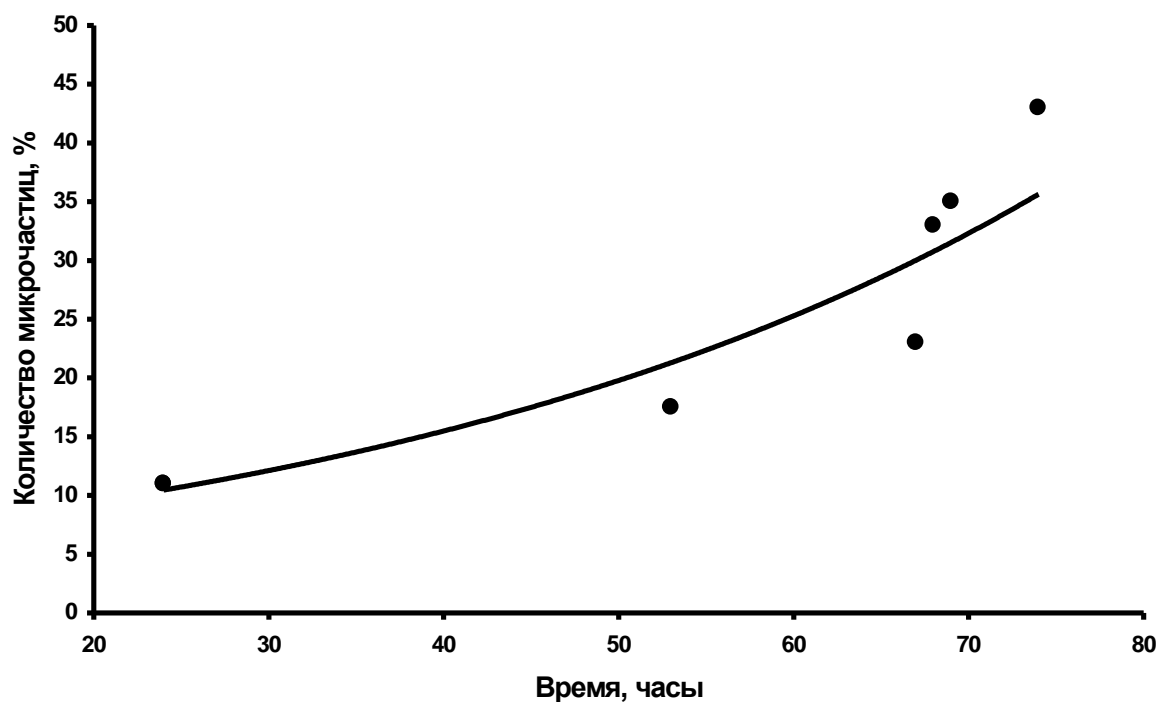


Рисунок 6.3. Интенсивность погружения в толщу воды микропленок из полиэтилена высокой плотности в присутствии макрофитов

Насколько важно существование перемешивания верхнего слоя воды и микропластиков на растениях в процессе перехода микропленок из полиэтилена в погруженное состояние, показывают результаты проведенного автором эксперимента, когда в сосуд с чистой водопроводной водой осторожно помещались растения осоки и микропленки. Растения осоки были предварительно ополоснуты в водопроводной воде. Микропленки оставались на поверхности воды в течение 170 часов. В последующие 24 часа в воду погрузились 6 % микропластиков и столько же осело на дно. Отсутствие перемешивания препятствовало смыву микропластиков с поверхности растений, их дисперсии в воде и адгезии на микропленках, замедляло процессы обмена между растениями и водой, а также усиливало действие сил поверхностного натяжения. После того, как в эксперименте были искусственно созданы условия перемешивания воды, количество микропластиков в ее толще возросло до 10 %, а еще через 24 часа уже составляло 18 %. В то же самое время количество микропленок, осевших на дно, увеличилось до 38 %.

Полученные нами результаты согласуются с результатами модельных исследований агрегации микропластиков с частицами каолина и бентонитовой глины [Besseling et al., 2017] и показывают, что под действием микрочастиц природного происхождения, переход плавающих на поверхности воды микропленок из полиэтилена в погруженное состояние измеряется несколькими днями, что значительно быстрее, чем изменение плотности частиц в результате биообрастания, которое, по разным оценкам, для полиэтилена составляет от 2-4 недель (натурный эксперимент с полосками) [Weinstein, Crocker, Gray, 2016] до 6-8 месяцев (численные расчеты для микроволокон) [Chubarenko et al., 2016].

Следует также отметить, что среди изделий из пластика упаковки имеют наибольший объем производства, потребления и разнообразия и, как следствие, составляют основную массу пластиковых отходов (только для упаковок 141 млн. т или 54 % всех мировых пластиковых отходов в 2015 г. [Geyer, Jambeck, Law, 2017]). Кроме того, именно фасовочные пакеты занимают наибольший объем среди упаковочных материалов, а их механическая прочность и срок эксплуатации значительно ниже, чем у других пластиковых предметов. По результатам наших исследований загрязнения полимерными материалами улиц г. Москва, количество брошенных пакетов в 4-5 раз выше, чем количество пластиковых бутылок. Учитывая объем производства и потребления полиэтиленовых пакетов, их высокую способность к фрагментации (механическое разрушение, воздействие УФ-излучения) и особенности поведения микрочастиц в водных объектах, вряд ли можно считать оправданным использование планктонных (нейстонных) сетей или сетей манта для анализа загрязнения водных объектов микропластиком. Эти устройства позволяют улавливать только частицы крупнее размера ячейки сетки, находящиеся в приповерхностном слое воды, и никак не учитывают частицы в ее толще, осевшие на дно и в донных отложениях. Как показывают результаты морских исследований, использование подобных сетей на три порядка занижает фиксируемый уровень загрязнения водного объекта микропластиком [Barrows et al., 2017; Conkle, Báez Del Valle, Turner, 2018; Green et al., 2018].

Сколько времени должны провести на поверхности воды микрофрагменты из полиэтилена, имеющие жесткую структуру, прежде, чем они изменят свою плотность и погрузятся в водную толщу, необходимы дополнительные экспериментальные исследования. Гипотетические расчёты увеличения плотности полиэтиленовых микрочастиц показывают, что сферические частицы до погружения из-за биообрастания могут проводить в эвфотической зоне и удерживаться на поверхности воды до 10-15 лет [Chubarenko et al., 2016]. Наши натурные и лабораторные эксперименты показывают, что фрагменты из полиэтилена высокой плотности со средним размером 5 мм имеют нейтральную плавучесть, слабо реагируют на интенсивное

перемешивание воды (более 90 % частиц остаются на поверхности), не подвержены влиянию ветра и менее подвижны на поверхности воды по сравнению с микропленками из того же материала. Они не тонут по прошествии достаточно длительного времени, измеряемого неделями.

Среди микрочастиц на основе полимерных материалов массового производства, плотность которых выше воды и которые в обычных условиях должны погружаться в воду, нередко встречаются частицы полиэтилентерефталата, основным источником которых являются бутылки для напитков. В результате экспериментальных работ нами установлено, что, несмотря на высокую плотность базового полимера, микрочастицы из полиэтилентерефталата в виде хлопьев могут длительное время находиться на поверхности воды, поддерживаемые силами поверхностного натяжения. На их нахождение на поверхности слабо влияет скорость течения воды и ветро-волновое перемешивание, а плавучесть сохраняется до тех пор, пока не произойдет разрушение поверхностной пленки во время волнения или дождя и заныряние частиц в воду. Этим можно объяснить случаи обнаружения частиц из полиэтилентерефталата на поверхности воды. Во время сильного дождя значительно возрастает вероятность прямого попадания капель в микрочастицы. В результате этого возможен массовый уход пластиковых микрочастиц с поверхности воды. При занырянии под поверхность воды, хлопья полиэтилентерефталата быстро тонут в соответствии с гидравлической крупностью, присущей этим частицам, и достигают дна.

Примерно такое же поведение характерно для микрочастиц полистирола и микроволокон из полиэстера. Хотя полиэстер в полтора раза тяжелее полиэтилентерефталата, но, из-за своих размеров, микроволокна из него одни из самых легких среди крупных микрочастиц, встречающихся в окружающей среде. Благодаря этому, микроволокна дольше удерживаются на поверхности воды, даже в ветреную погоду, длительное время находятся в толще воды и медленнее опускаются на дно, что влияет на скорость и уровень загрязнения микропластиком разных компонентов водной экосистемы. Такая закономерность характерна и для других легких микрочастиц антропогенного происхождения, попадающих на поверхность водного объекта. Например, после аварии на Чернобыльской АЭС, во время экспедиционных работ на Киевском водохранилище, мы наблюдали, что, среди водных экосистем, наиболее загрязненным радионуклидами является поверхностный микрослой воды, куда осела и задержалось графитовая пыль. При этом водная толща, где обычно отбираются пробы воды для химического анализа, и донные отложения длительное время оставались довольно чистыми, хотя в это же время пятна загрязнения уже распространились далеко за пределы зоны первоначального оседания радиоактивной пыли.

Поддержание тяжелых микрочастиц в толще воды и даже достижение ими водной поверхности возможно не только благодаря турбулентному перемешиванию водных масс, но и по причине газообмена в водной экосистеме. Ранее было высказано предположение, что пластиковые микропластики могут всплывать из-за подъема пузырьков газов, выходящих из донных отложений [Kukulka, Law, Proskurowski, 2016]. То, что такой механизм возможен, свидетельствует принцип работы установок отмучивания для разделения разных частиц, в том числе микропластика, по их размеру, форме и плотности [Claessens et al., 2013].

В лабораторных условиях нами наблюдались случаи, когда микрохлопья из полиэтилентерефталата, ранее осевшие на дно, обратно всплывали на поверхность воды. Это происходило, когда в сосуде находились растения, на поверхности которых формировались пузырьки газов или после интенсивного перемешивания. Такие же пузырьки газов, особенно в светлое время суток, формировались на гранях микрохлопьев и, в значительно меньшем количестве, на их верхней плоскости (рисунок 6.4). Средний диаметр пузырьков около 0,5 мм. При неоднородном распределении пузырьков на разных гранях частиц, грань, на которой пузырьков больше приподнимается над дном, частица какое-то время находится в вертикальной плоскости, а затем всплывает на поверхность. Всплыванию также способствует минимальное гидравлическое сопротивление при расположении частицы вертикально и уменьшение гидростатического давления. При отрыве частицы от дна скорость ее всплывания составляет около 0,03 см/с. Достигнув поверхности воды, пузырьки газов частично схлопываются, но микрочастица остается на поверхности воды, поддерживаемая архимедовой силой, силой поверхностного натяжения и, какое-то время, оставшимися прикрепленными пузырьками. Крупные частицы с длиной граней 5 мм и более, имея большой вес, всплывают реже и позже более мелких частиц.

Кроме веса, удержанию частиц на дне способствуют силы адгезии. На микрохлопьях из полиэтилентерефталата, плотно прилегающих к поверхности дна, пузырьки газов не формируются или формируются в значительно меньшем количестве и меньшего размера. Некоторые микрохлопья с прикрепленными пузырьками газов не всплывают на поверхность, но, в отличие от частиц без пузырьков, находясь в вертикальном положении, легко перемещаются по дну путем сдвига и сальтации во время повышенной гидродинамической активности в придонной области. Кроме того, повышенная гидродинамическая активность приводит к отрыву пузырьков газов от поверхностей твердых предметов, находящихся в воде, и их всплыванию, создавая условия, подобные отмучиванию. Нами также наблюдались единичные случаи всплывания микрохлопьев полиэтилентерефталата без видимых пузырьков

газов на их поверхности. По-видимому, в этом случае изменение плотности микрочастиц происходило в результате адсорбции газов их поверхностью.

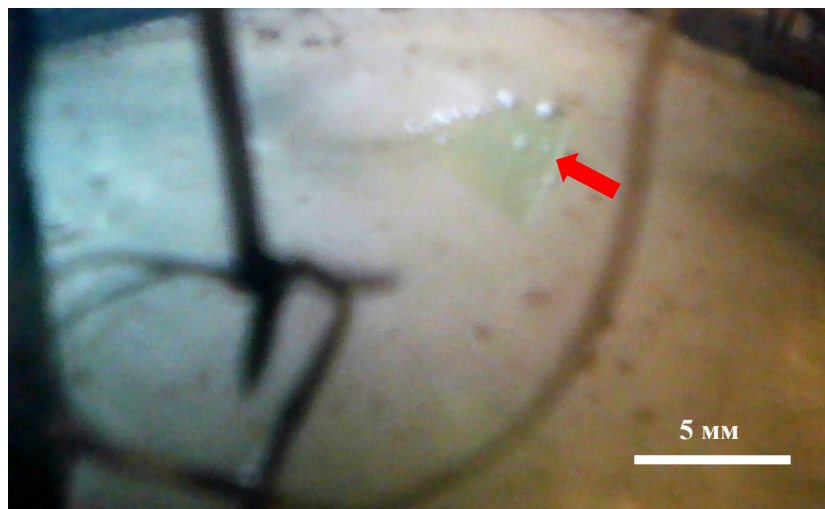


Рисунок 6.4. Микрочастица полиэтилентерефталата с прикрепленными микропузырьками газа в лабораторном сосуде

Среди множества механизмов влияния на поведение и задержание пластиковых микрочастиц макрофитами, морфологические особенности последних и густота их произрастания имеют первостепенное значение. Густоту растительности можно описать несколькими параметрами: объем растений в 1 м^3 воды (см. раздел 2.2), количество растений на единице площади, расстояние между растениями, проективное покрытие. Между всеми этими параметрами существует связь. В таблице 6.6 приведены характерные значения показателей густоты для некоторых видов ВВР в условиях Иваньковского водохранилища. В общем случае, связи между показателями густоты ВВР являются нелинейными, так как при сгущении зарослей происходит перекрывание верхних частей отдельных растений. При сплошных зарослях с проективным покрытием около 100 % количество растений на единице площади и диаметр их стеблей могут существенно различаться (рисунок 6.5).

Автором проводились эксперименты для 14 видов ВВР: воздушно-водной, погруженной и с плавающими по поверхности воды листьями при проективном покрытии растений 50 и 100 % как мере их густоты. Пластиковые микрочастицы были представлены микропленками и микрофрагментами из полиэтилена высокой плотности со средним размером 1,0 и 4,5 мм каждого вида. Концентрация микрочастиц на единице экспериментального участка составляла 50, 500, 1000, 3000 и 6000 шт./ м^2 . Концентрация частиц 500 шт./ м^2 была принята как основная и наиболее вероятная, поскольку является верхним пределом обнаруживаемого в настоящее

время уровня загрязнения микропластиком наиболее загрязненных континентальных водных объектов (например, водохранилище Данцзянкоу (Китай) [Di et al., 2019]) и соизмерима с концентрациями, используемыми в лабораторных исследованиях, при которых наблюдается негативное воздействие микропластика на биологические объекты [Казмирук, 2020]. Эксперименты проводились в условиях искусственного создания волнового режима и перемешивания воды. Пластиковые частицы, которые прикреплялись к растениям, считались задержанными, а общий уровень задержания микрочастиц определялся как отношение прикрепленных к растениям частиц к их общему количеству, выраженное в процентах. Каждый эксперимент повторялся 5-14 раз.

Таблица 6.6. Связь между проективным покрытием и количеством растений на единице площади для некоторых видов ВВР Иваньковского водохранилища

Вид ВВР	Проективное покрытие, %	Количеством растений на 1 м ²
Манник большой	20	18
	80	28-36
Осока острая	100	625
Рдест плавающий	70	35
Кувшинка чисто-белая	15	11
Кубышка желтая	50	18
	90	36-38

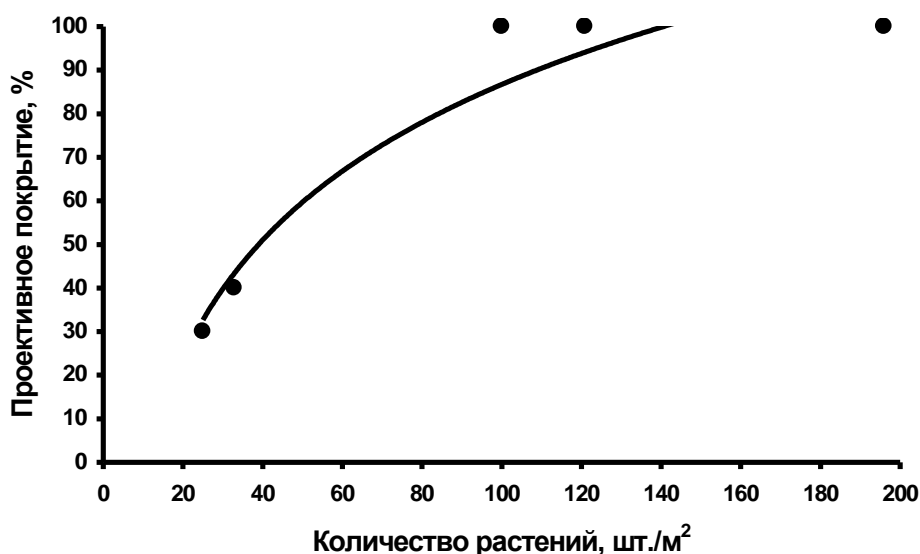


Рисунок 6.5. Связь между количеством растений на 1 м² и проективным покрытием зарослей тростника обыкновенного

Как и в экспериментах с кусочками бумаги [Horvath, 2004], морфология растительности была существенным фактором задержания растениями микропластика. Степень перехвата макрофитами плавающих пластиковых микрочастиц колеблется в пределах от 22 % (рдест пронзеннолистный) до 76 % (роголистник темно-зеленый) при проективном покрытии растительностью акватории 50 % и от 31 % (манник большой) до 100 % (кувшинка чисто-белая, кубышка желтая, чилим) при проективном покрытии 100 % (рисунок 6.6).

Не менее важным фактором являются особенности экологии ВВР. Так рдест пронзеннолистный, хотя и имеет пространственную структуру близкую к роголистнику и оба вида являются погруженными, но при том же проективном покрытии верхушки растений рдеста значительно реже доходят до поверхности воды, чем растения роголистника. Кроме того, растения рдеста и его листья практически никогда не переплетаются, чего нельзя сказать о роголистнике, листья которого дихотомически разветвлённые и образуют плотную сетчатую структуру. Дополнительным фактором является и то, что роголистник обычно произрастает в слабопроточных застойных зонах, слабый водообмен в которых также способствует задержанию пластиковых микрочастиц. Растения же рдеста пронзеннолистного могут выдерживать значительные механические нагрузки, этот вид встречается на участках существенного воздействия ветровых и судовых волн. Другие виды исследованной погруженной растительности при проективном покрытии 50 % демонстрируют близкий уровень задержания пластиковых микрочастиц - 27-44 %, а существующий разброс также легко объясним особенностями морфологии и экологии видов: редкое расположение, погруженных в воду, тонких листьев (рдест тонкий) и длинное (до 7 м на Нижней Волге) растение со многими широкими и длинными листьями (до 20 см), значительная часть которого плавает на поверхности воды (рдест блестящий).

Воздушно-водная растительность с проективным покрытием зарослей 50 % в целом имеет более высокую степень задержания пластиковых микрочастиц 31-53 %, чем погруженная, причем из 6 исследованных видов, 3 тяготеют к нижнему пределу (манник большой, аир обыкновенный, тростник обыкновенный), а 3 других - к верхнему (осока острая, ирис желтый, рогоз узколистый). Первая группа имеет аналогичную структуру стеблей и близкую их толщину: круглое сечение диаметром 4-8 мм для тростника и эллипсовидное сечение 4×8 и 6×15 мм соответственно для манника и аира. Растения второй группы, при том же проективном покрытии акватории, или имеют толстые эллипсовидного сечения стебли со средним размером 20×35 и 20×40 мм соответственно для рогоза и ириса, или большое количество отдельных тонких листьев, как осока (поперечное сечение 2×5 мм), чем создают аналогичные условия для задержания пластиковых микрочастиц. Дополнительным фактором задержания частиц осокой

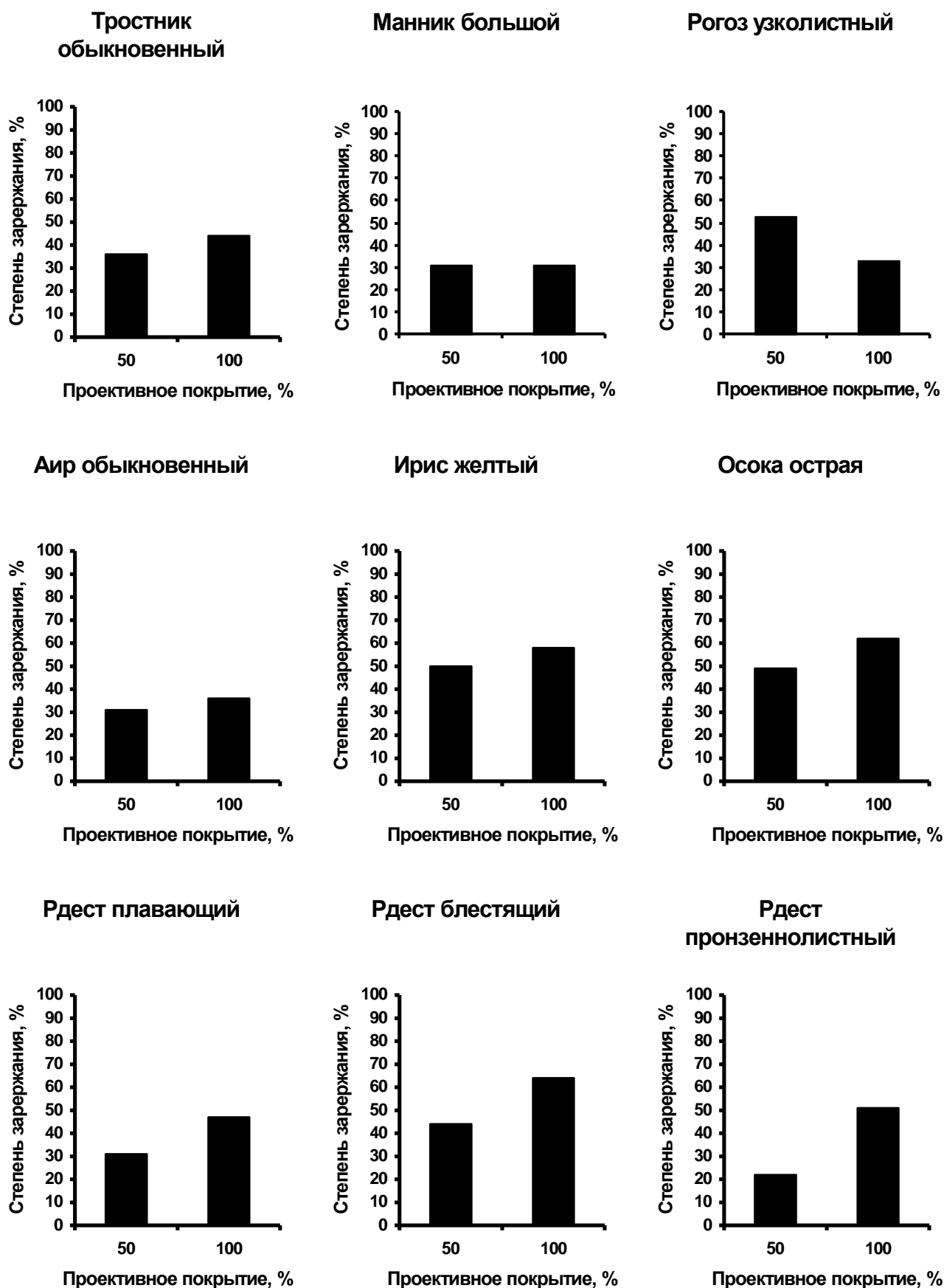


Рисунок 6.6. Средняя величина степени задержания 1 м² зарослей ВВР микропленок размером 4,5 мм из полиэтилена высокой плотности при их концентрации 500 шт./м²

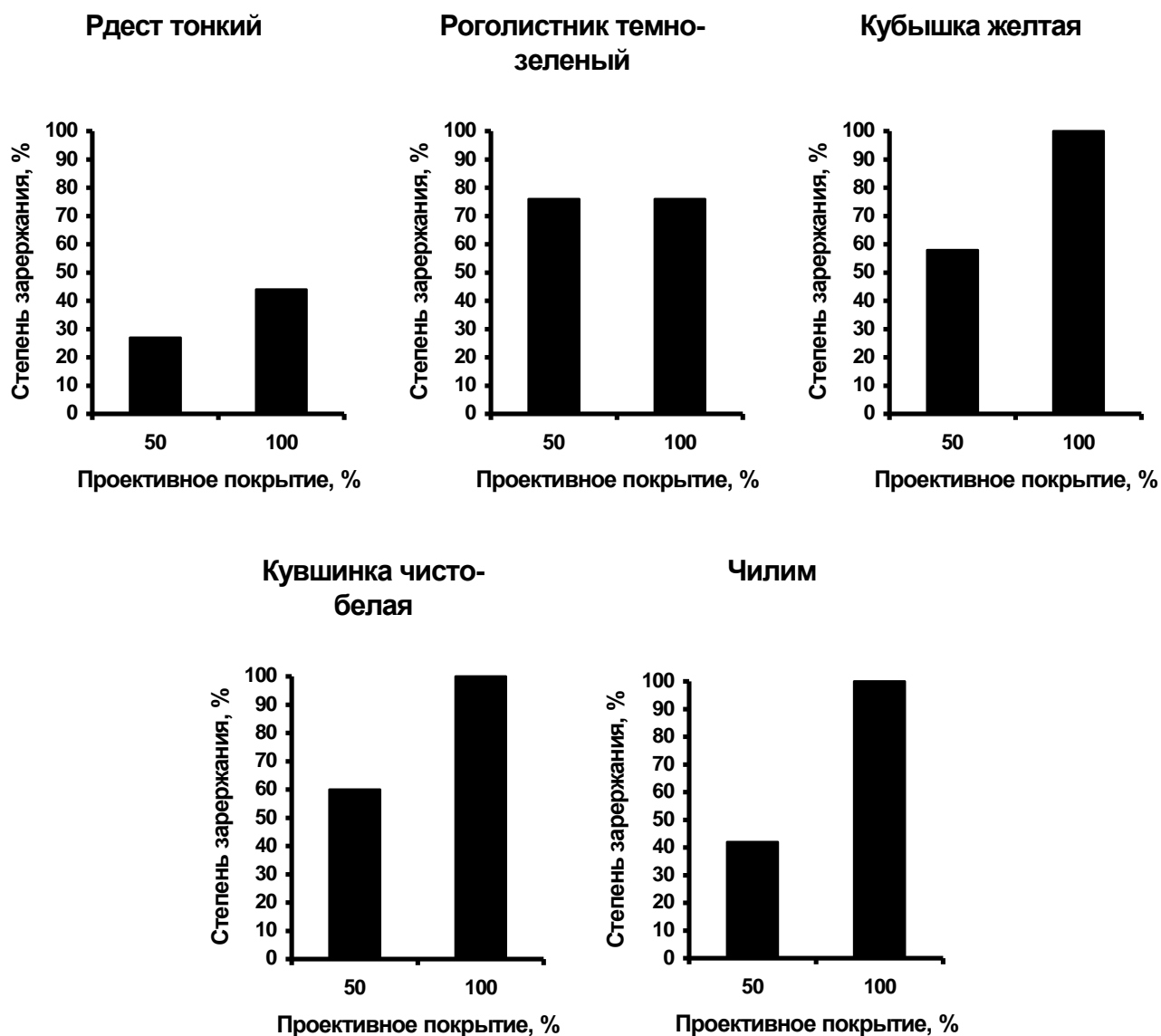


Рисунок 6.6. (окончание)

является специфическая поверхность растений со множеством острых выступов, на которых зацепляются и удерживаются частицы. Изменение адгезивных свойств поверхностей макрофитов может также произойти в результате развития фитоперифитонных водорослей, формирующих на ВВР биопленку с липкой поверхностью. Например, отсутствие на спартине приморской (*Sporobolus maritimus* (Curtis) P.M.Peterson & Saarela) - одном из пяти исследованных видов морских трав и водорослей - пластиковых микрочастиц, объясняется тем, что этот вид имеет не только тонкие, иногда скрученные листья, но и лишен эпифитов [Cozzolino et al., 2020]. Необходимо также отметить, что воздушно-водная растительность интенсивно гасит движение воздушных масс и их воздействие на поверхность воды, в результате чего микросферы из пенополистирола не перекатываются по ее поверхности, а имеют нейтральную плавучесть, как и плавающие частицы другой формы.

Еще больше задерживают плавающие пластиковые микрочастицы растения с плавающими на поверхности воды листьями (42-60 % при проективном покрытии 50 %), что также связано с их морфологией и экологическими особенностями - произрастание в местах со слабым водообменом. В условиях Иваньковского водохранилища листья кубышки желтой имеют средний диаметр около 10 см или эллипсовидную форму 8×11 см. Несколько меньшая степень задержания микропленок чилимом объясняется строением, плавающей на поверхности воды, розетки, имеющей не сплошную структуры, как листья кувшинки и кубышки, а представляющей собой вздутые черенки, на которых располагаются ромбовидные листья длиной 2-3 см. При этом диаметр розетки и соответственно промежутки между листьями (пространство свободной поверхности воды) могут быть существенно больше, чем сплошные плавающие листья кувшинки и кубышки. В условиях Иваньковского водохранилища диаметр розетки чилима изменяется в пределах 12-24 см, а на Нижней Волге может достигать 45 см. Следует отметить, что по результатам наших опытов на р. Донховке - одном из притоков Иваньковского водохранилища, задержание легких и подвижных частиц пенополистирола диаметром 4,5 мм на листьях кувшинки чисто-белой происходит при средней скорости поверхностного стокового течения до 6 см/с, хотя степень задержания микрочастиц в этом случае составляет всего 10 % при таком же проективном покрытии растений около 10 %. По-видимому, такая постоянная скорость течения воды является верхним пределом для произрастания этого вида.

Еще одной функцией ВВР относительно пластиковых микрочастиц является то, что погруженные виды, виды с плавающими на поверхности воды листьями и свободноплавающие растения задерживают тяжелые частицы (например, частицы полиэтилентерефталата) на своей поверхности или поддерживают их на поверхности воды, не давая им погрузиться в воду и опуститься на дно. Ту же самую функцию выполняет фитопланктон, особенно когда из него формируются поверхностные пленки. Кроме того, все эти группы растений, находясь на поверхности воды, своим присутствием «армируют» поверхностную микропленку воды, не давая ей разрушиться при взаимодействии воздушных масс и поверхности воды, а также смягчают воздействие от ударов капель дождя.

Нет прямой зависимости между густотой растений одних и тех же видов и степенью задержания пластиковых микрочастиц. Если при проективном покрытии 50 % наибольший разброс этого показателя был характерен для погруженной растительности, то при проективном покрытии 100 % минимальные значения наблюдаются для многих видов воздушно-водной растительности: манник большой (31 %), рогоз узколистный (33 %), аир обыкновенный (36 %), то есть для упомянутых видов при двукратном увеличении проективного покрытия, только у

аира на 16 % увеличилась степень задержания пластиковых частиц. Для манника эта величина не изменилась, а для рогоза даже уменьшилась. В последнем случае, при увеличении густоты зарослей рогоза, растения, имеющие массивные стебли, произрастают отдельными небольшими группками, не изменяя общее проективное покрытие, но создавая более широкое свободное пространство в нижней части стеблей с более высоким водообменом, где свободно перемещаются пластиковые частицы. Для других видов воздушно-водной ВВР, хотя абсолютные величины степени задержания пластиковых частиц значительно выше (44-62 %), относительные величины этого показателя возросли не на много (16-26 %). Проявление эффекта увеличения густоты растительности с пропорциональным увеличением степени задержания плавающих частиц наиболее отчетливо проявляется в зарослях осоки, имеющей тонкие листья, равномерно рассекающие поток воды или воздуха, переносящий частицы.

Растения с плавающими по поверхности воды листьями при проективном покрытии 100 % задерживают все частицы, плавающие в пределах зоны их произрастания. При таком же проективном покрытии погруженная ВВР в своей массе занимает промежуточное положение по степени задержания пластиковых частиц между воздушно-водной и растительностью с плавающими по поверхности воды листьями. Кроме роголистника, у которого, благодаря его морфологическим и экологическим особенностям, степень задержания частиц была самой высокой среди всех исследованных видов ВВР при проективном покрытии 50 %, для других погруженных видов, с увеличением их густоты, степень задержания частиц выросла на 45-131 %, что в несколько раз выше, чем для воздушно-водной ВВР. Роголистник одинаково задерживал частицы при сплошном зарастании и в более редких зарослях, оставаясь при этом самым эффективным улавливателем частиц среди погруженной ВВР. Рдесты, плавающий и блестящий, имеют похожую пространственную структуру, при увеличении их густоты аналогично увеличили степень задержания пластиковых частиц на 48 и 45 % соответственно. При этом рдест блестящий по эффективности задержания частиц (64 %) приблизился к роголистнику (76 %). Больше всего, среди погруженной ВВР, при увеличении густоты зарослей возросла эффективность задержания пластиковых частиц у рдеста пронзеннолистного (в 2,3 раза). По-видимому, это связано с выходом на поверхность воды большего количества растений. А вот рдест тонкий, хотя и увеличил степень задержания частиц при сгущении зарослей на 63 %, остался наименее эффективным барьером для задержания пластиковых частиц среди погруженной ВВР - на уровне тростника с таким же проективным покрытием. Оба вида рдестов (пронзеннолистный и тонкий) при проективном покрытии 100 % имеют примерно одинаковое расстояние между растениями около 5 см.

Уменьшение среднего размера микропленок из того же материала (полиэтилен высокой плотности) с 4,5 до 1,0 мм привело к снижению задержания пластиковых частиц роголистником на 42 и 12 % соответственно для проективного покрытия 50 и 100 % (рисунок 6.7). Скорее всего, мелкие частицы свободнее проходят через решетчатую структуру из стеблей и листьев роголистника. Опыты по влиянию размера пластиковых микрочастиц на степень их задержания ВВР нами проводились только для этого вида. То, что размер пластиковых частиц может иметь существенное влияние на их задержание макрофитами подтверждают недавние исследования в зарастающих приливно-отливной и сублиторальной зонах [Cozzolino et al., 2020].

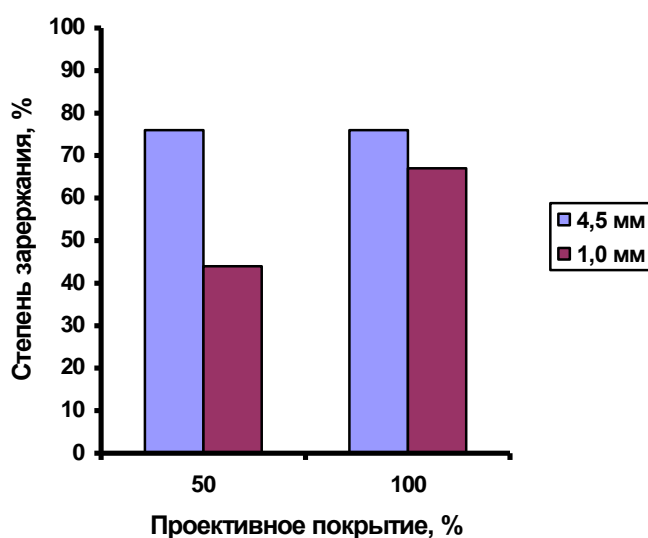


Рисунок 6.7. Степень задержания пластиковых микропленок со средним размером 4,5 и 1,0 мм роголистником темно-зеленым

На барьерную роль ВВР по задержанию плавающих пластиковых частиц также влияет их концентрация на поверхности воды в пределах зарослей. Детальные исследования проводились для тростника обыкновенного (рисунок 6.8). Концентрация микропленок со средним размером 4,5 мм изменялась в пределах 50-6000 шт./м². Для обоих исследованных проективных покрытий ВВР график изменения степени задержания частиц тростником от их концентрации имеет S-образную форму. Сперва, с увеличением концентрации пластиковых частиц, увеличивается и степень их задержания тростником, но примерно при концентрации 700-800 шт./м² происходит изменение направленности процесса - относительно большее количество пластиковых частиц начинает беспрепятственно проходить сквозь заросли ВВР. При концентрации пластиковых частиц 3000 шт./м² задерживаются только 17 и 26 % соответственно

для 50 и 100 % проективного покрытия зарослей тростника. При дальнейшем увеличении концентрации пластиковых частиц происходит их слипание, запруживание узких мест между растениями, возникают цепочки прикрепившихся друг к другу микропленок. Это приводит к повторному увеличению степени задержания частиц тростником и при концентрации 6000 шт./м² она составляет 41 и 57 % соответственно при проективном покрытии 50 и 100 %, что на 14 и 29 % выше, чем степень задержания при базовой исследованной концентрации 500 шт./м². Однако, не для всех макрофитов увеличение концентрации микрочастиц на порядок приводит к увеличению степени их задержания. Для манника большого эта величина осталась на том же уровне, а для осоки даже наблюдалось относительное снижение.

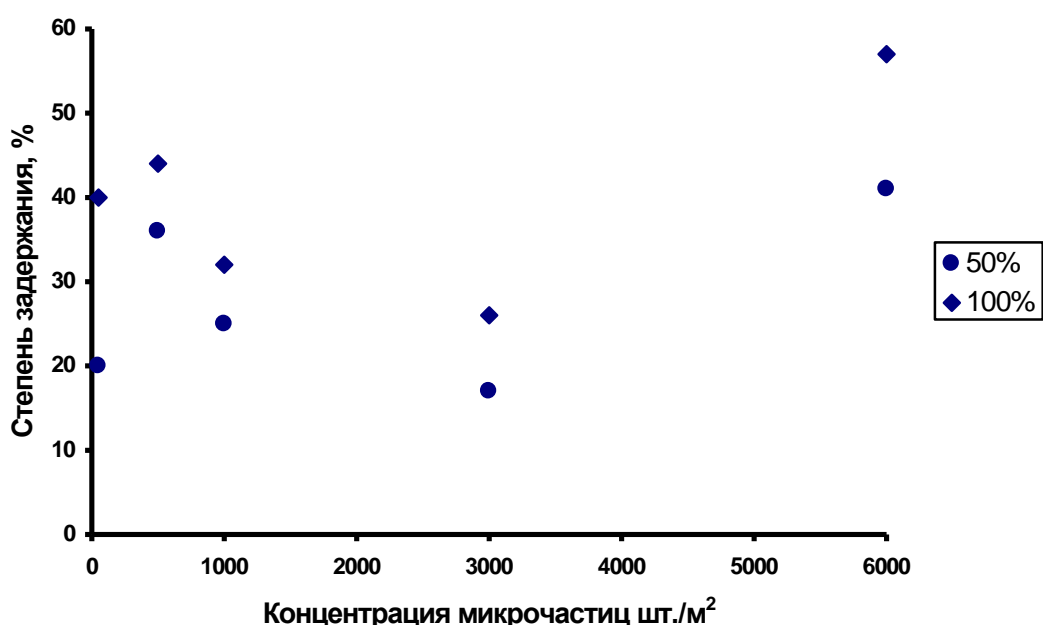


Рисунок 6.8. Изменение степени задержания пластиковых микропленок со средним размером 4,5 мм тростником обыкновенным при разной концентрации микрочастиц в зарослях ВВР и ее проективном покрытии 50 и 100 %

Поведение пластиковых микрочастиц в водной среде, связанное с материалом их происхождения (не обязательно материалом полимерной матрицы), формой, степенью жесткости, также сказывается на их способности задерживаться зарослями ВВР. Проведенные нами эксперименты с микрофрагментами из полиэтилена высокой плотности показали разную степень задержания, как более высокую, так и более низкую, по сравнению с микропленками из того же полимерного материала и такого же размера (рисунок 6.9). Для исследованных видов ВВР (ирис желтый, рдест тонкий, роголистник темно-зеленый) при проективном покрытии 50 % степень задержания полиэтиленовых микрофрагментов имеет близкие значения (41-51 %).

Как и для микропленок, наиболее слабым барьером является рдест тонкий, что вполне объяснимо его морфологическими особенностями, хотя он и задерживает микрофрагменты в полтора раза интенсивнее, чем микропленки. Несколько лучше (49 %) пластиковые фрагменты задерживаются в близком к рдесту по морфологии роголистнике, однако это значительно меньше, чем для микропленок (76 %). Ирис же при проективном покрытии 50 % демонстрирует одинаковую степень задержания частиц в виде фрагментов и пленок, чего нельзя сказать при его густоте 100 %. При этой густоте проявляется эффект формирования микропоранов с повышенным водообменом, куда устремляются плавающие частицы, как это имело место в густых зарослях рогоза узколистного. Как результат, степень задержания микрофрагментов в густых зарослях ириса ниже, чем в более редких с проективным покрытием 50 %. Этот эффект не проявил себя при исследовании задержания этим видом микропленок. По-видимому, повлияла разная степень адгезии поверхностей микрофрагментов и микропленок к поверхности стеблей ириса. Два других, исследованных вида ВВР, при увеличении их густоты, пропорционально увеличивали степень задержания пластиковых микрофрагментов на 29 и 18 % соответственно для рдеста тонкого и роголистника темно-зеленого.

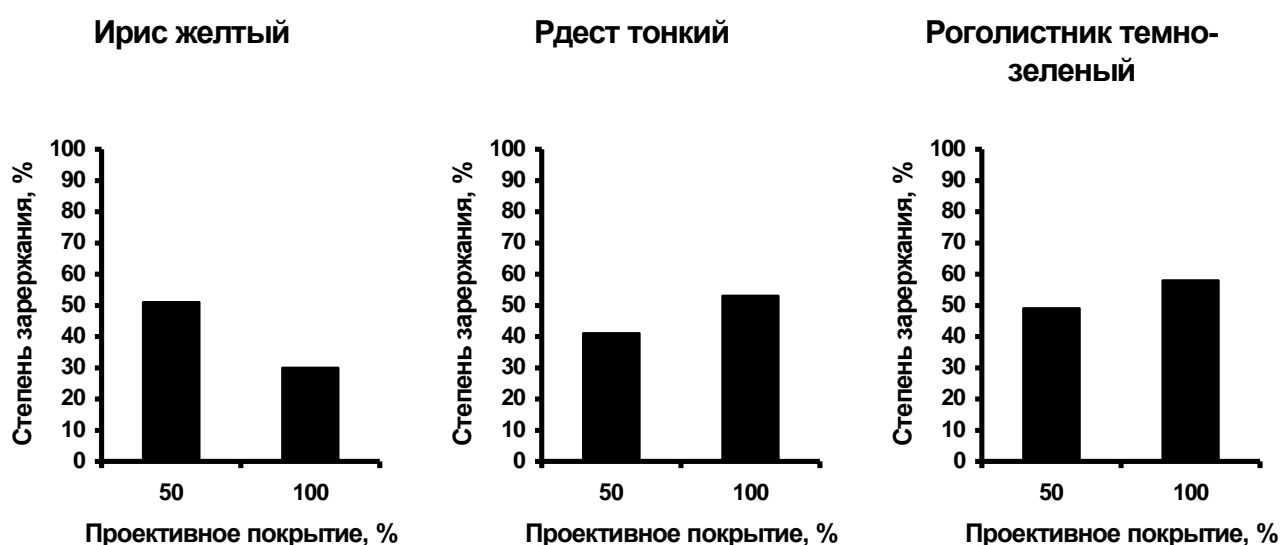


Рисунок 6.9. Средняя величина степени задержания некоторыми видами ВВР микрофрагментов размером 4,5 мм из полиэтилена высокой плотности при их концентрации 500 шт./м²

При уменьшении среднего размера пластиковых фрагментов до 1,0 мм, также, как и для микропленок происходит пропорциональное снижение степени задержания микрочастиц исследованными зарослями роголистника в равной степени на 5 % по абсолютной величине

при проективном покрытии 50 и 100 % (рисунок 6.10). Для исследованного рдеста тонкого эта величина практически не изменилась, хотя и несколько уменьшилась.

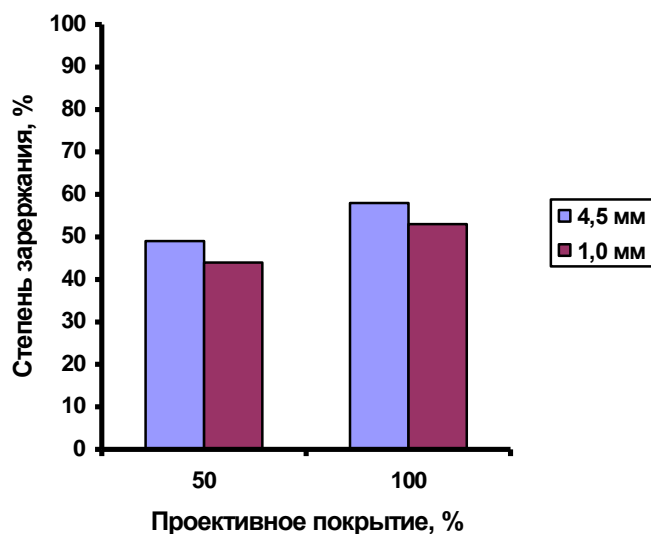


Рисунок 6.10. Степень задержания пластиковых микрофрагментов со средним размером 4,5 и 1,0 мм роголистником темно-зеленым

Полученные экспериментальные данные дают возможность рассчитать ширину полосы зарослей ВВР тех или иных видов, необходимую для перехвата плавающих на поверхности воды пластиковых микрочастиц в условиях их поступления с водосбора в водоем при отсутствии или слабых стоковых течениях и умеренном ветро-волновом перемешивании, позволяющем укореняться и произрастать видам макрофитов, широко распространенным на территории России. При построении графиков зависимостей уровня задержания микрочастиц от ширины зарослей ВВР было принято, что тенденция перехвата частиц растениями сохраняется одинаковой на всей ширине произрастания макрофитов. Поскольку по экспериментальным данным, для исследованных видов макрофитов степень задержания микропленок и микрофрагментов имеет близкий диапазон значений, приведенные на рисунке 6.11 графики можно использовать для ориентировочного определения ширины зарослей ВВР различных видов и их проективных покрытий для достижения необходимого уровня перехвата пластиковых микрочастиц. Более точные данные можно получить только при проведении дополнительных экспериментальных работ на конкретном исследуемом участке водоема с использованием предполагаемых видов загрязняющих пластиковых микрочастиц и с учетом особенностей их плавучести, а также сезонной динамики ВВР.

При проективном покрытии прибрежных зарослей 50 % для половины исследованных

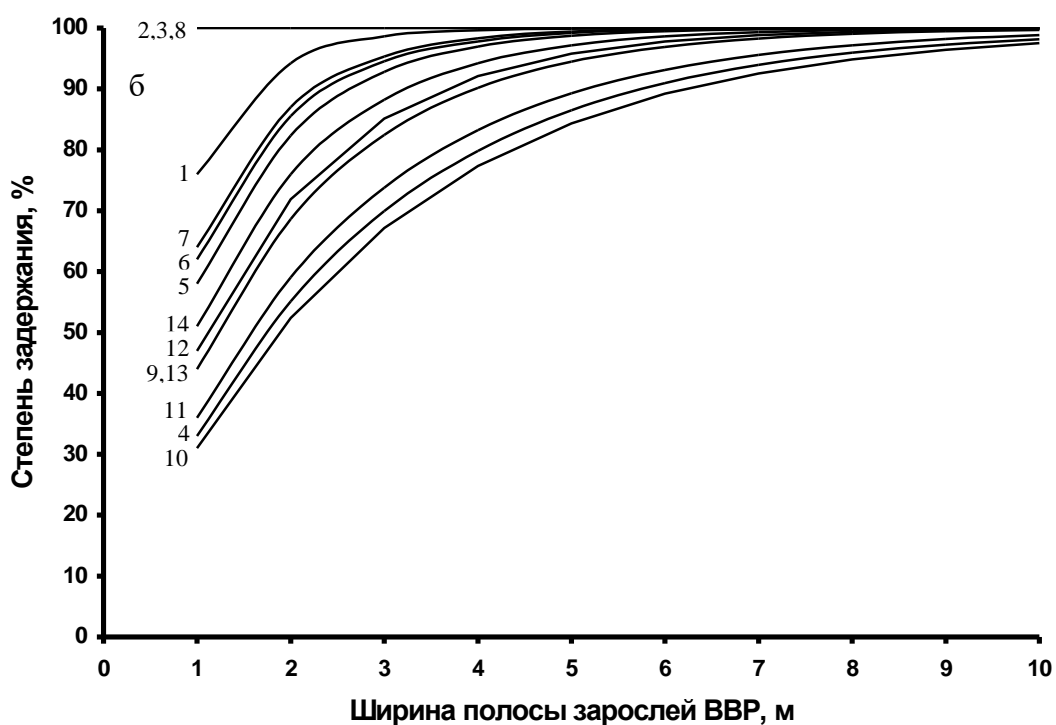
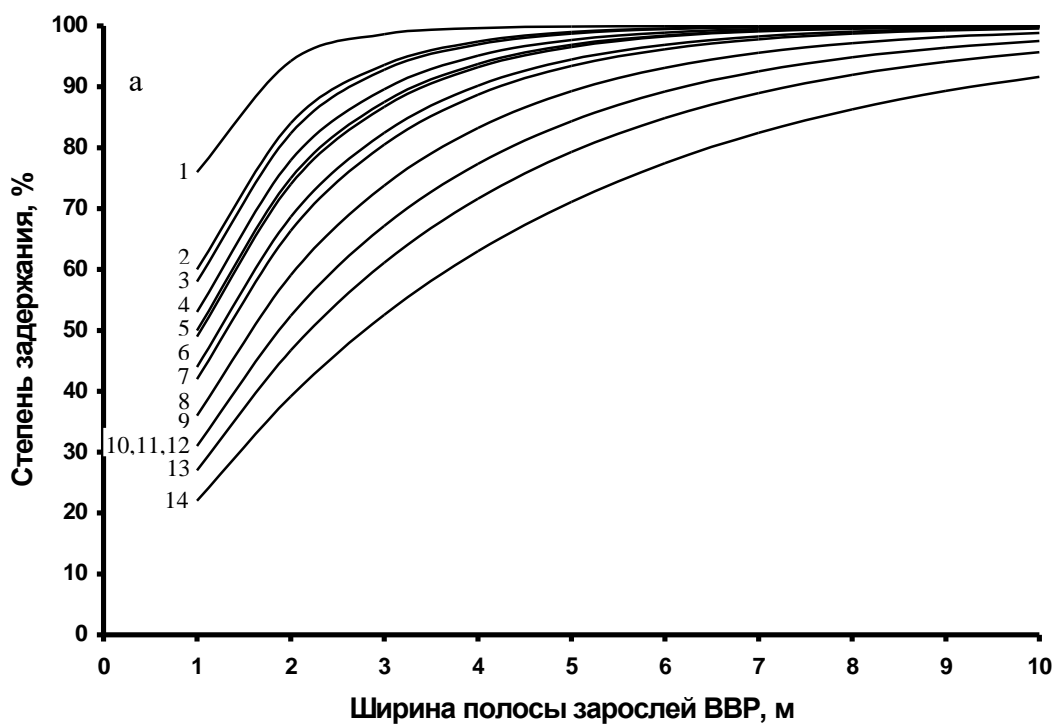


Рисунок 6.11. Степень задержания микропленок из полиэтилена высокой плотности при различной ширине прибрежных зарослей ВВР: роголистник темно-зеленый (1), кувшинка чисто-белая (2), кубышка желтая (3), рогоз узколистный (4), ирис желтый (5), осока острая (6), рдест блестящий (7), чилим (8), тростник обыкновенный (9), манник большой (10), аир обыкновенный (11), рдест плавающий (12), рдест тонкий (13), рдест пронзеннолистный (14) при проективном покрытии 50 (а) и 100 % (б)

видов ВВР достаточно ширины зарослей 3-4 м для перехвата более 90 % плавающих пластиковых микрочастиц. Для рогоза, при таком проективном покрытии, эта ширина уменьшается до 2 м, и только для рдестов пронзеннолистного и тонкого должна составлять 8-10 м. Наличие даже узкой полосы около 1 м шириной сплошных зарослей из растений с плавающими на поверхности воды листьями, что в естественных водных объектах встречается нередко, позволяет перехватывать практически все плавающие пластиковые микрочастицы. Для остальных же видов ВВР, сгущение зарослей до проективного покрытия 100 % показывает, что более чем для $\frac{3}{4}$ исследованных видов, сплошные заросли шириной 3-4 м позволяют перехватывать более 90 % плавающих пластиковых микрочастиц. Только для трех видов ВВР при таком проективном покрытии (манник, аир и рогоз) для достижения этого показателя необходима вдвое большая ширина зарослей.

Поскольку ВВР имеет сезонную динамику, эффективность задержания ею плавающих пластиковых частиц также будет меняться. Среди исследованных видов первыми исчезают с поверхности воды верхушки погруженных макрофитов. На водоемах средней полосы России это происходит в конце августа - начале сентября. Так рдест пронзеннолистный после отмирания фрагментируется и теряет целостность листьев и верхней части стеблей за 5-6 дней. В таком же состоянии рдест тонкий на 10-11 сутки погружается в воду и постепенно опускается на дно. Этого времени достаточно, чтобы, прикрепленные к растениям, микропенки из полиэтилена также опустились на дно вместе с растениями или самостоятельно. В лабораторных опытах с микропенками со средним размером 4,5 мм, через 65 часов более 10 % микрочастиц становятся прикрепленными к воздушно-водным растениям в толще воды, что составляет примерно половину погружившихся частиц. Для роголистника темно-зеленого, при среднем размере микропенок около 1 мм, уже через 15-16 часов $\frac{2}{3}$ микрочастиц оказываются прикрепленным к растениям в толще воды.

Воздушно-водная растительность более длительное время выполняет прямую барьерную функцию, которая при ее отмирании на некоторое время даже может возрасти, поскольку листья большинства видов этих растений (кроме тростника) опускаются на поверхность воды, увеличивая площадь акватории, покрытую ими. Кроме того, увеличивается степень адгезии микрочастиц к листьям и стеблям, подверженным деградации. Заросли же тростника в том или ином виде сохраняются круглый год. В местах контакта растений с переменным уровнем воды, при динамическом воздействии ветровых и судовых волн листья тростника деградируют быстрее и исчезают совсем, еще в период вегетации. Однако, некоторое уменьшение густоты зарослей в результате потери листьев и возможное снижение степени задержания пластиковых микрочастиц, компенсируется повышением шероховатости, состарившихся к этому времени,

стеблей, таким образом, окончание вегетационного периода тростника заметным образом не влияет на его барьерную роль.

Косвенным подтверждением эффективности задержания микропластика ВВР могут быть недавно опубликованные данные о нахождении пластиковых микрочастиц на целом ряде морских трав (*Cymodocea rotundata* Ehrenb. & Hempr. ex Asch., *Cymodocea serrulata* (R. Br.) Asch. & Magnus, *Thalassia hemprichii* (Ehrenb. ex Solms) Asch.) и водорослей (*Padina* sp., *Sargassum ilicifolium* (Turner) C. Agardh) в литоральной зоне Сингапура [Seng et al., 2020], на морских травах и водорослях (*Zostera noltei* Hornem., *Zostera marina* L., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch., *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux) в лагуне Риа-Формоза (Португалия) [Cozzolino et al., 2020], а также на 75 % отобранных растений талассии черепаховой (*Thalassia testudinum* Banks & Sol. ex K.D. Koenig) у побережья атолла Тернефф (Белиз) [Goss, Jaskiel, Rotjan, 2018] и на 94 % растений взморника (*Zostera marina* L.) в Шотландии [Jones et al., 2020]. Для последнего вида в лабораторных условиях было получено, что при скоростях движения воды менее 12 см/с, 40-90 % микрогранул из полипропилена, полиэтилентерефталата, полистирола и полиамида или не движутся, или задерживаются растениями [de los Santos, Krång, Infantes, 2021]. Была обнаружена довольно тесная положительная линейная зависимость (коэффициент корреляции $r = 0,927$) между площадью листьев макрофитов и количеством задерживаемых ими пластиковых микрочастиц (микроволокна в размерном диапазоне 0,16-3,4 мм) [Cozzolino et al., 2020]. Сопоставимые данные получены для зарастающих зон Балтийского моря. Придонная вода в этих зонах содержит на два порядка больше пластиковых микрочастиц размером 0,2-5 мм, в основном микроволокна, чем зоны, где растительность отсутствует (1-1,1 шт./л) [Esiukova et al., 2021]. На важность растительности соленых маршей в трансформации стока пластиковых микрочастиц, поступающих с суши в море, указывается также в работе [Stead et al., 2020] на основе полевых исследований в приливном эстуарии Саутгемптон-Вотер (Великобритания).

Дополнительным прямым доказательством эффективности пресноводных ветлендов при задержании пластиковых микрочастиц являются недавние результаты исследований на городском ветленде Хуйсянь, принимающем очищенные сточные воды г. Гуйлинь (Китай). Общее количество микропластика на территории ветленда быстро уменьшалось на 53,7-61,4 % и затем, за его пределами, длительное время оставалось стабильным. Среди микрочастиц по убывающему ряду преобладали микроволокна, микропенки и микрофрагменты, а среди материалов преобладал полиэтилен (37,6 %). Лучше всего задерживались микрочастицы в размерном диапазоне 100-500 мкм по сравнению с более крупными (500-5000 мкм) и мелкими частицами (50-100 мкм). Было отмечено, что высокая плотность макрофитов на некоторых

участках и задержание ими микропластика всех исследованных размерных диапазонов способствовали его накоплению в донных отложениях этих участков [Xia et al., 2022]. Аналогичные результаты были получены для природного ветленда, используемого для естественной очистки сточных вод в Восточной Индии [Sarkar et al., 2021]. В этом случае удавалось получить степень очистки от микропластика около 50 % для микрочастиц в размерном диапазоне 63-850 мкм. Высокая эффективность макрофитов (тростника обыкновенного, рогоза узколистного, пельтандры виргинской (*Peltandra virginica* (L.) Schott), лерсии рисовидной (*Leersia oryzoides* (L.) Sw.)) как фильтра микропластика отмечается при исследовании его накопления в верхнем слое донных отложений в приливном пресноводном марше (Kenilworth Park and Aquatic Gardens), расположенном в бассейне р. Анакостия на окраине г. Вашингтон (округ Колумбия, США) [Helcoski et al., 2020].

6.3. Особенности реконструкции зарастающих водных объектов

Степень зарастания водных объектов может являться одной из причин их экологического благополучия. Хотя ВВР выполняет важную водоохранную роль, перехватывая и обезвреживая многие загрязняющие вещества, ее избыточное количество в водном объекте может создавать целый ряд экологических, технологических и социальных проблем (см. раздел 1.6). Кроме того, барьерная функции ВВР в некоторых случаях может привести к тому, что зарастающий водный объект или его отдельные участки превратятся в накопитель многих загрязняющих веществ, переносимых природными водами, ливневым и талым стоком, а также привносимых из сосредоточенных и диффузных источников. Концентрации загрязняющих веществ со временем могут достигнуть опасных значений. Чаще всего, это происходит на слабопроточных водоемах. В таких случаях возникает необходимость реконструкции, восстановления и экологической реабилитации зарастающих водных объектов. Конечной целью решения этой проблемы в экономическом, экологическом и социальном планах должно быть рациональное освоение аккумулированных на мелководьях ресурсов органического сырья, улучшение водного баланса водоема и качества воды, расширение возможностей хозяйственного и рекреационного использования мелководий. В сформировавшейся после реконструкции экосистеме должно быть достаточно абиотических и биотических ресурсов для дальнейшего независимого функционирования без вмешательства человека.

Основными путями улучшения экологического состояния зарастающих и заболачивающихся водных объектов в настоящее время являются различные методы

искусственного регулирования зарастания, а также изъятие донных отложений в комплексе с мерами по снижению уровня эвтрофирования водоемов. Влияние донных отложений на гидрохимический режим водоема заключается в том, что, накапливая и трансформируя различные вещества, они способны возвращать их в водную среду [Mortimer, 1971]. Миграция веществ в системе "водные массы - донные отложения" связана в основном с условиями и процессами взаимного перехода, которые можно представить в следующем обобщающем виде: 1) диффузия воды в толщу грунтов (в поровые воды) - поступление растворенных веществ из донных отложений в поверхностную (свободную) воду; 2) прямая сорбция твердыми частицами донных отложений веществ жизненно важных для гидробионтов - процесс десорбции; 3) седиментация взвеси, сорбирующей различные химические вещества - взмучивание и переотложение твердых частиц донных отложений; 4) изменение условий среды, при которых усиливается или ослабляется миграция веществ на границе дно - водные массы.

В последние годы получают развитие сложные многоуровневые биоинженерные манипуляции, целью которых является комплексное регулирование водных экосистем. Изучение эффективности разных методов полного или частичного удаления водных растений на реках Фландрии (Бельгия) с целью экологического менеджмента зарастающих водных объектов показало необходимость проведения дальнейших исследований по контролированию развития водных растений [Vereecken et al., 2006].

Среди существующих подходов по инженерной реконструкции зарастающих водных объектов (например, создание различных комбинаций дамб, водозабор, перекачка воды, механическое удаление растительности) наибольшее распространение и апробацию получили технологии частичного изъятия накопившихся отложений и ВВР, поскольку этот подход позволяет восстановить экосистему до состояния близкого к первоначальному, включая условия для существования аборигенных видов, что само по себе является фактором длительного стабильного существования экосистемы. Опыт показывает, что механическое или химическое удаление только надземных частей растений является лишь временной мерой. Для получения долговременного эффекта необходимо хотя бы удаление турионов в конце периода их формирования. Такая технология была апробирована при регулировании зарослей урути мутовчатой (*Myriophyllum verticillatum* L.) на одном из ирландских каналов (the Royal Canal), что привело к резкому сокращению биомассы и растительного покрова урути в течение последующих вегетационных сезонов [Coffrey, Monahan, 2006].

Технологии улучшения экологического состояния водоемов, особенно мелководных озер, водохранилищ и прудов, путем очистки их ложа от илистых отложений в комплексе с использованием добытого сапропеля на удобрение использовались неоднократно [Лола, 1984].

Такие мероприятия проводились на озерах Белое и Мартыновское в Рязанской области, оз. Меленка и еще 5 озерах в Псковской области, озерах Несвиж и Дикое в Минской области, на 13 озерах Литвы, а в последние годы на многих озерах г.Казани и оказали благотворное влияние на экосистему водоемов [Курзо, Карташевич, Самойленко, 2000; Мингазова, 2019; Маслов, 1998; Liužinas, Jankevičius, Šalkauskas, 2005]. Дноуглубление озер с водоохраной целью хорошо себя зарекомендовало на шведском оз. Труммен [Forsberg, 1987] и китайском оз. Дианшан [Kung, Ying, 1991]. Такие же мероприятия проводились на марше Кавайни (Kawai Nui, Гавайи, США) [Loucks, Avakyan, 1995].

Искусственное удаление макрофитов из водоема представляет реальную меру, способствующую уменьшению содержания в воде и донных отложениях биогенных и загрязняющих веществ, нефтепродуктов, тяжелых металлов. При изъятии макрофитов иногда удается до 47 % снизить общую биогенную нагрузку на водоем [Прыткова, 2002]. Например, удаление макрофитов в одной из лагун оз. Бива (Япония) позволило снизить на 38,5 % количество общего азота и на 93,0 % количество общего фосфора от их годового поступления с бытовыми стоками [Kurata, 1989]. Однако эффект от дноуглубления и механического удаления надземных частей растений может быть слабым, если не уменьшена внешняя биогенная нагрузка и расчисткой охвачена небольшая площадь дна [Мингазова, Котов, 1989; Baranyi, 1989; Søndergaard et al., 2000]. Так механическое уничтожение водного гиацинта в дельте р. Сакраменто-Сан-Хоакин (Калифорния, США) привело к увеличению содержания в воде углерода, азота и фосфора на 0,1-9,6 % [Greenfield et al., 2007].

Расчистка и углубление зарастающих мелководий призваны решать несколько основных задач:

- 1) Улучшение качества воды путем изъятия части органических илов и сплавин.
- 2) Обеспечение условий для ската рыбы с мелководий в более глубокие участки акватории.
- 3) Ликвидация заболоченных участков, прилегающих к мелководьям.
- 4) Улучшение ландшафта прилегающих к мелководьям территорий.
- 5) Добыча и использование органических илов.

Опыт проведения работ показывает, что для улучшения качества воды в водоеме необходимо поэтапно производить расчистку и углубление локальных зон с учетом конкретных задач мелиорации прибрежных участков и возможностей утилизации извлекаемого материала, что нередко является одним из лимитирующих факторов, особенно при изъятии загрязненных грунтов. Это мероприятие в конечном итоге должно быть направлено на удаление основных очагов заболачивания и сплавинообразования.

Оптимальной схемой расположения расчищаемых участков является чередование площадных расчисток и проточных соединительных каналов с уклоном дна в сторону глубокой части водоема. Каналы-прорези имеют трапецеидальное живое сечение с шириной по дну не менее 15 м (обычно 40-80 м).

Местоположение участков для расчистки выбирается с учетом максимального использования мелководий, улучшения мест обитания водной фауны, нерестилищ, ликвидации застойных зон и создания специальных прорезей для обеспечения ската рыбы в более глубокие места при естественном или искусственном колебании уровня воды, особенно в период ледостава или сработке уровня искусственного водоема. Для предупреждения зарастания прорезей их глубина принимается не менее 3 м. Начало работ по расчистке и обустройству мелководий обуславливается временем окончания нереста рыб и достижения жизнестойкости молоди.

Обычно работы проводят в три этапа:

1) Расчистка территории под устройство отвалов и карт намыва от кустарника и мелколесья, отсыпка дамб обвалования, устройство водосбросных колодцев и системы для сброса осветленной воды.

2) Снятие верхнего торфяно-сплавинного слоя с ВВР, кустарником и мелколесьем и укладка вынудой массы на прибрежной территории.

3) Расчистка подводной части мелководья при помощи земснарядов типа ЗРС-Г или аналогичных.

Снятие верхнего слоя сплавины необходимо для предотвращения забивания механизмов земснаряда растительностью. Такие работы проводят грейферным способом с помощью плавучего крана типа КПЛ-5-30 или экскаватором Э-304, установленным на понтоне и оборудованном грейфером.

Основные работы выполняются гидромеханическим способом. Этот способ имеет ряд преимуществ: расчистку можно вести практически при любой глубине воды; в одном технологическом цикле сочетаются добыча, транспортирование и укладка пульпы на берегу. Особенность гидромеханизации состоит в высокой производительности установок при малой затрате рабочей силы на их обслуживание. Оборудование гидромеханизации не сложное, процесс легко поддается автоматизации. Кроме того, гидротранспортирование пульпы возможно на большие расстояния (десятки километров).

Разработаны специальные конструкции грунтозаборных устройств. Например, предложен новый способ грунтозабора, основанный на равномерном принудительном заполнении приемной части грунтозаборного устройства изымаемой массой путем ее скреперования и

организации управляемого процесса пульпообразования внутри замкнутого конфузуром и залежью объема с помощью дозированной подачи воды. Разработаны два варианта таких устройств: двухзвенные ГД-3,5 и реверсивные ГТД-1,8, предназначенные для работы при траншейном и папильонажном способах перемещения земснаряда. Разработку отложений с большим количеством растительных включений предложено осуществлять с помощью роторно-ковшового грунтозаборного устройства с измельчающим аппаратом и подвижным экраном. Конструкция этого устройства снабжена режущими элементами в виде подвижных и неподвижных ножей, что обеспечивает измельчение поступающих в приемную часть растительных включений. Устройство используется при папильонажном способе перемещения земснаряда. Малые скорости резания исключают увеличение мутности воды в забое [Косов, Иванов, Сухорукова, 1994].

Селективное изъятие органических илов может быть выполнено шнеково-скреперующим грунтозаборным устройством УДС-15, которое представляет собой последовательно соединенные в одном корпусе шнековый и центробежный насосы. Изымаемый грунт под давлением нижних слоев и подпора, создаваемого рабочим перемещением, заполняет цилиндрическую часть приемного устройства и насосами по напорному трубопроводу нагнетается в контейнеры для транспортирования на берег. В последних конструкциях земснарядов применяются осевые погруженные грунтовые насосы. Еще одним способом транспортировки добываемой массы является перевозка баржам. Разгрузка баржи осуществляется грейферным экскаватором или насосной установкой в самосвалы.

Технология укладки извлеченного материала зависит от конкретных задач мелиорации мелководий, от вида извлекаемого материала и от ситуации в прибрежной зоне. Применяются следующие технологические схемы: 1) укладка извлекаемого минерального грунта на подтопленные и заболоченные участки с целью повышения их отметок и благоустройства; 2) укладка органоминерального материала на гидроотвал с целью дальнейшей его рекультивации; 3) укладка торфяно-сплавинного материала в отстойники с целью дальнейшего использования в качестве удобрений, в первую очередь для рекультивации малопродуктивных земель и гидроотвалов.

Для улучшения ландшафта прибрежной зоны путем поднятия отметок поверхности, а также для рекультивации малопродуктивных почв и гидроотвалов возможно применение способа намыва на спланированную поверхность донных отложений и сплавин. Заболоченные участки предварительно одамбовываются. Замыв осуществляется сосредоточенным способом с повышенных отметок рельефа. Отвалы и отстойники организуются на неиспользуемых малопродуктивных землях или заболоченных участках прибрежной территории, обладающих

высокой фильтрационной способностью. Предварительно удаляется и сжигается кустарник и мелколесье. По окончании мелиоративных работ и выемки органических грунтов отстойники обычно замывают минеральным грунтом с последующей планировкой, залужением и благоустройством береговой полосы.

Из условия осветления сбрасываемой воды до санитарных норм, отвалы грунта и отстойники разбиваются на карты намыва и ограждаются дамбами обвалования из местных грунтов с применением сухой техники. При производительности земснаряда более 600 м³/час гидросмеси происходит значительный вынос взвешенных веществ с осветленной водой. Поэтому рекомендуется производить намыв, используя две и более последовательно соединенных секций отстойников. Отвод воды из отвалов осуществляется через колодцы и сбросную систему. Сбросные трубы предварительно пригружаются грунтом, во избежание всплывания во время работы земснаряда. С целью равномерного распределения пульпы по площади, поверхность карт выполняется с уклоном 0,004-0,005 в направлении растекания пульпы от пульповода.

Укладка материала в отстойники имеет несколько технологических схем, из которых практическое применение нашли: 1) укладка материала при непрерывной закачке и сбросе осветленной воды через серию отстойников и прудок-отстойник; 2) укладка материала при периодическом заполнении отстойника, осветление пульпы и сброс осветленной воды в водоприемник через сливные колодцы.

При работе земснаряда ЗРС-Г на различных грунтах и с различными грунтозаборными устройствами концентрация пульпы изменяется в диапазоне 0,08-52,0 %. В связи с этим, по-разному протекают седиментационные процессы, определяющие укладку материала в отстойнике и осветление пульпы.

Производственный опыт показал, что для создания более равномерной поверхности намывного материала следует применять рассредоточенный способ намыва или торцевой способ с применением веерного распределителя, представляющего собой намывную трубу, соединенную шарнирно с подводным пульповодом. Чтобы исключить неравномерность распределения состава и свойств намывного материала по длине карт, периодически следует осуществлять залив с противоположных торцевых обваловок.

Для лучшего осветления пульпы при намыве ее на одамбованных склоновых участках необходимо проводить нарезку борозд параллельно береговой линии с учетом рельефа местности [Инструкция по разведке..., 1973]. При рекультивации намывных площадок, после планировочных работ землеройными механизмами, осуществляется намыв органоминерального донного и сплавинного материала. Ниже приведены три примера проведения мероприятий по

реконструкции зарастающих водных объектов, в которых автор принимал непосредственное участие.

Иваньковское водохранилище. По плёсам водохранилища зарастающие мелководья распределены крайне неравномерно: в Шошинском плёсе - 83 км² (общая площадь плёса 116 км²), в Верхневолжском - 24 км² (общая площадь плёса 46 км²), в Средневолжском - 5 км² (общая площадь плёса 22 км²), в Иваньковском - 45 км² (общая площадь плёса 143 км²) (рисунок 6.12, таблица 6.7).

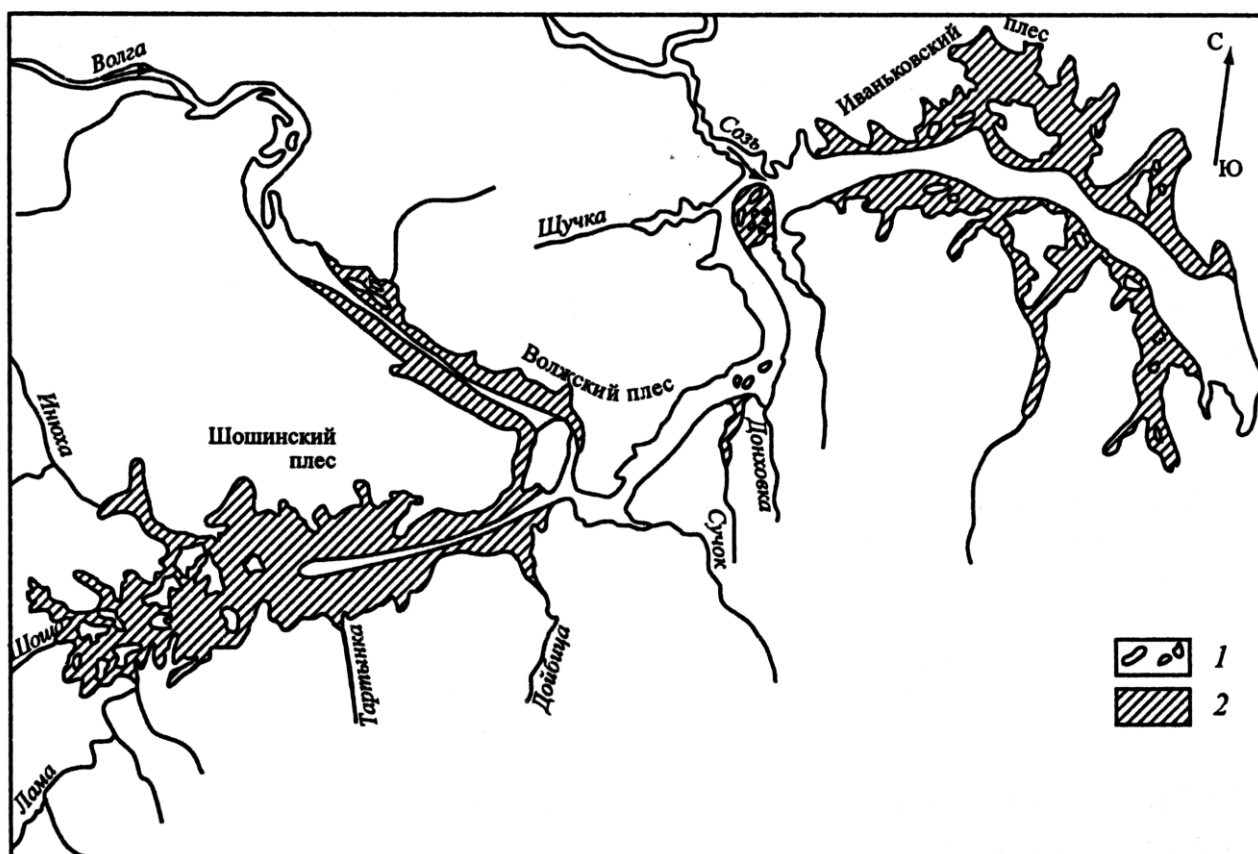


Рисунок 6.12. Основные мелководные массивы Иваньковского водохранилища

1 – острова, 2 - мелководья

По морфолого-морфометрическим особенностям ложа и берегов водохранилища можно разделить на восемь гидрографических районов [Тихомирова, 1985]. Более 70 % мелководных массивов расположены в Гаврилковском (54,0 км²) и Дубненском (45,8 км²) районах, где сосредоточено около 180 млн. м³ воды. Меньше всего мелководий (26,7 %) в верховьях водохранилища (Калининский район).

Таблица 6.7. Гидролого-морфометрические характеристики мелководных массивов по гидрографическим районам Иваньковского водохранилища при НПУ

Район	Средняя ширина мелководий		Площадь мелководий		Объем воды на мелководьях	
	км	%	км ²	%	млн. м ³	%
Калининский	0,20	26,7	7,5	26,7	7,2	6,0
Мелковский	0,66	59,1	15,9	49,4	23,9	29,3
Конаковский	0,29	29,0	7,9	25,9	6,4	6,2
Корчевской	0,65	27,1	8,1	34,1	12,2	7,3
Дубненский	2,62	52,4	45,8	38,5	76,0	23,1
Козловский	2,30	75,7	16,3	68,3	31,0	64,3
Гаврилковский	4,40	68,0	54,0	60,2	103,7	58,4
Безбородовский	1,20	78,4	7,2	71,0	13,0	60,0
По всему водохранилищу	1,60	55,8	156,7	47,9	273,4	24,4

Анализ результатов натурных наблюдений показывает, что одним из определяющих факторов функционирования природного комплекса мелководий является степень изоляции от транзитного потока и водообмен с ним. От этого зависит гидрологический режим на мелководьях, динамика водных масс, характер и состав образуемых вторичных грунтов, а также степень зарастания и видовой состав ВВР (таблица 6.8).

Наибольшую длину заросшей и заболоченной прибрежной полосы имеют населенные пункты, расположенные выше о. Низовка в зоне выклинивания подпора (таблица 6.9). В заостровном пространстве Верхневолжского плеса, где находятся деревни Горки, Слобода, особенно у о. Низовка и в заливах, происходит интенсивное зарастания и заболачивание. В Средневолжском плесе полоса зарастания и заболачивания расположена на границе с Иваньковским плесом. В Иваньковском и Шошинском плесах населенных пунктов значительно меньше, поэтому общая длина заросшей прибрежной полосы невелика: 1 и 2 км соответственно. Однако общая степень зарастания плесов здесь значительно выше.

В целом по водохранилищу развитие растительности начинается во второй декаде мая. При этом прошлогодний растительный опад, особенно воздушно-водной растительности, только начинает разлагаться. Стебли и листья прошлогодней растительности образуют маты и очаги сплавин, основу которых составляют стебли тростника. Первыми появляются побеги воздушно-водной растительности: тростника обыкновенного, осоки острой, манника большого, хвоща приречного. Побеги прорастают из старых корневищ и часто пробиваются через плотный слой

Таблица 6.8. Площади зарослей и степень зарастания Ивановского водохранилища (по материалам ГФУП "Центрводхоз")

Состав растительности	Плѣс						Водохранилище в целом	
	Волжский		Иваньковский		Шошинский			
	км ²	%	км ²	%	км ²	%	км ²	%
Воздушно-водная	9,0	67,7	9,2	38,0	42,5	89,3	60,7	71,3
Плавающая укореняющаяся	1,9	14,3	1,6	6,6	1,5	3,1	5,0	5,9
Погруженная	0,3	2,2	1,6	6,6	0,7	1,5	2,6	3,1
Свободноплавающая (включая сплавины)	2,1	15,8	11,8	48,8	2,9	6,1	16,8	19,7
Общая площадь зарослей	13,3	100,0	24,4	100,0	47,6	100,0	85,1	100,0
Степень зарастания, %:								
мелководий	42,5		44,9		66,6		54,3	
всей акватории	19,6		16,9		41,0		26,0	

Таблица 6.9. Современное состояние зарастания и заболачивания в прибрежной полосе Ивановского водохранилища

Плѣсы водохранилища	Длина зарослей и заболоченной прибрежной полосы			
	В целом по водохранилищу		В пределах населенных пунктов	
	км	%	км	%
Верхневолжский	31	22	8	20
Средневолжский	8	14	5	17
Иваньковский	59	38	1	15
Шошинский	143	88	2	47
По всему водохранилищу	238	46	16	20

растительного опада.

В конце мая на поверхности воды видны первые листья кувшинки чисто-белой. В это время побеги осоки острой достигают длины 60-70 см и на 10-15 см возвышаются над водой. Средняя интенсивность роста растений достигает 1-3 сантиметра в сутки. Вода на мелководьях прогревается до 17-18°C, что усиливает гниение растительного опада, особенно листьев. Прошлогодние растения осоки острой успевают разложиться примерно на 50 %, и постепенно погружаются в воду. Мягкие ткани опада приобретают желеобразный вид. Разложение

прошлогодных растений тростника обыкновенного происходит значительно медленнее. На дне участков с зарослями тростника в конце мая образуется слой неразложившегося опада толщиной 30-40 см.

В первой декаде июня побеги тростника обыкновенного достигают высоты 0,9-1,0 м, осоки острой – 1,2-1,4 м, камыша озерного – 1,2-1,4 м. Проективное покрытие кувшинки чисто-белой возрастает до 30 %. У нее появляются первые бутоны. Наблюдается массовое развитие ряски трехдольной и многокеренной (*Lémna polyrhiza*). В застойных зонах слой ряски у поверхности воды может достигать 6 см, а слой полуразложившейся массы растений – 50-60 см.

В середине июня всплывает телорез алоэвидный. Максимум фитомассы достигает роголистник темно-зеленый, наблюдается массовое цветение кувшинки чисто-белой. Развитие растительности продолжается до конца августа – начала сентября. Затем происходит постепенное снижение фитомассы, прежде всего погруженных видов. Воздушно-водная растительность (не только тростник) в современных климатических условиях сохраняет целостность зарослей до ноября месяца, пока не выпадет снег.

За более чем 80 лет существования Иваньковского водохранилища растительность его мелководий прошла несколько этапов развития. В настоящее время площадь водной растительности в водохранилище в несколько раз превышает оптимальный уровень для воспроизводства фитофильных рыб. Сильно заросшие и заболоченные участки не используются ни для воспроизводства, ни для нагула рыб. Оптимальный уровень зарастания водоема не должен превышать 5-10 %, однако, сейчас ВВР занимает более 26 % всей площади водоема, а в верховьях заливов зарастаемость может достигать 100 %. Зарастание, заиление и заболачивание мелководий прогрессирует. Развившаяся растительность ограждает берега от волнового воздействия и местами, покрывая их полностью, прекращает процесс переработки. Больше других заросли и заболотились Козловский, Безбородовский и Дубненский гидрографические районы, где сильно изрезана береговая линия и значительные площади заняты непроточными мелководьями.

Использование Иваньковского водохранилища в качестве источника питьевого водоснабжения г. Москвы практически исключает возможность использования мелководий для целей птицеводства и звероводства, накладывает определенные ограничения на их использование для любительского рыболовства, охоты и рекреации.

По данным ГФУП "Центрводхоз" в феврале месяце 1965-70 гг. на Шошинском плесе концентрация растворенного в воде кислорода не превышала 1,2-1,3 мг/л, что более чем в три раза ниже ПДК. Иногда концентрация кислорода уменьшалась до нуля, в результате чего возникали заморные явления. Начиная с 1974 г. на Иваньковском водохранилище проводятся

гидромелиоративные работы по расчистке мелководий и осушению прилегающих к ним заболоченных территорий. Основным способом производства работ является механическая расчистка с помощью земснарядов-рефулеров. Такие работы проводились в районе о. Низовка, в Козловском районе Шошинского плеса и Коровинском заливе. Ежегодный объем выемки грунта составляет 0,5-1,0 млн. м³. Общая длина прорезей на Шошинском плесе достигла 49 км, а площади расчищенных зарослей более 6 км².

В настоящее время существуют проектные решения, выполненные ОАО «Институт Гидропроект» и ОАО «ВОДНИИИНФОРМПРОЕКТ» о расчистке восьми заболачивающихся и заиляющихся мелководных участков Иваньковского водохранилища (таблица 6.10). На пяти ранее расчищенных участках планируются восстановительные работы со следующими объемами выемки донных отложений: участок «Московское море» - 37,2 тыс. м³; заиленные участки в районе о. Кабаново, о. Шалимово, о. Сквородка – 1030,7 тыс. м³; залив Нефедиха - 450 тыс. м³; устьевые участки рек Дойбица (10 тыс. м³) и Донховка (27 тыс. м³). Общий объем восстановительных работ 1554,9 тыс. м³.

Таблица 6.10. Участки мелководий Иваньковского водохранилища, на которых планируются и проводятся работы по расчистке и обустройству

Наименование участка	Объем работ		
	Длина прорезей, км	Площадные расчистки, га	Объем грунта, тыс. м ³
о. Низовка	4,5	42	2830
д. Городня	2,7	30	2500
залив Федоровский	1,6	15	630
д. Мелково	-	29	884
залив Мутнянский	1,3	400	1436
залив Жуковский	9,0	-	1267
Придамбовый участок Шошинского плеса	-	нет данных	76
залив Коровинский	0,7	35	294
Всего	19,8	551	9917

Озеро Селигер. Водоем представляет собой сильно расчлененную систему плесов с очень извилистой береговой линией, соединенных протоками различной длины и ширины (рисунок 6.13). Площадь озера – 22160 га, наибольшая глубина – 24 м, средняя глубина – 5,8 м. Объем воды в озере около 1,3 км³. В общей сложности в оз. Селигер впадает свыше 100 небольших рек и ручьев. Из Селижаровского плеса оз. Селигер имеет постоянный сток воды через р.

Селижаровку в р. Волгу, объединяясь, таким образом, с системой Верхневолжских озер: Стерж, Вселуг, Пено и Волго. Эти озёра соединяются друг с другом, образуя Верхневолжское водохранилище.

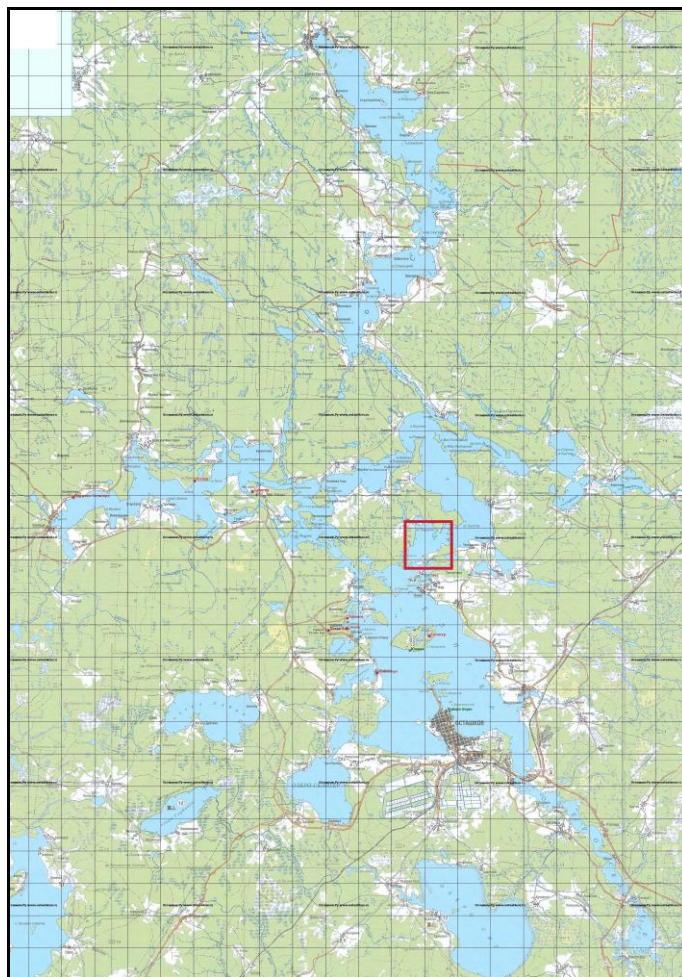


Рисунок 6.13. Карта оз. Селигер

Красной рамкой выделен район производства работ по реконструкции участка водоема

В конце 1990-х годов из-за увеличения антропогенной нагрузки и распространения эвтрофных процессов через залив Владышино из оз. Серемо, началось интенсивное эвтрофирование Кравотынского плеса оз. Селигер. Внешние признаками эвтрофирования этой части водоема – интенсивное зарастание его прибрежной полосы ВВР, преимущественно тростником обыкновенным. Берега Кравотынского плеса пологие песчаные, а со стороны о. Хаин, в местах впадения проток из внутренних озер – заболоченные. Почти по всему периметру плеса прибрежная полоса водоема покрыта густыми зарослями тростника обыкновенного с проективным покрытием 80-100 %. Ширина полосы зарослей тростника – 50-100 м. На некоторых участках заросли тростника переходили в трясину.

Залив Теменка в Кравотынском плесе (участок Светличный) покрыт мощными зарослями как жесткой, так и мягкой подводной растительности (тростник обыкновенный, осока острая, рогоз узколистный, хвощ приречной, рдесты, гречиха земноводная, уруть колосистая, кувшинка чисто-белая, стрелолист стрелолистный, сусак зонтичный), что отражается на гидрохимическом режиме этого участка озера и является одной из первопричин зимних заморов рыбы. В зимний период постоянно наблюдается дефицит кислорода в придонных слоях воды, появляется сероводород и метан. Донные отложения рассматриваемого участка озера представлены илом и сапропелем, мощность слоя которых доходит до одного метра. В сентябре 2006 г. автором была выполнена гидрохимическая и гидробиотаническая съемка Кравотынского плеса оз. Селигер. Как и предполагалось, в прибрежных густых зарослях тростника с мощным слоем полуразложившегося прошлогоднего растительного опада содержание растворенного в воде кислорода было на уровне 2,43 мг/л, что почти в 2,5 раза ниже ПДК для рыбохозяйственных водных объектов высшей категории, которым является оз. Селигер.

Для реконструкции прибрежной полосы Кравотынского плеса было принято решение о расчистке участка площадью 3744 м². Глубина воды на внешней границе расчищаемых зарослей тростника равна 1,1-1,3 м. Автором были разработаны технологические схемы проведения работ по реконструкции зарастающего мелководья, выполнен анализ возможных воздействий подводно-технических работ на окружающую среду и разработана система мониторинга при производстве работ по расчистке и углублению участка у мыса Светличный.

Расчистка участка выполнялась грейферным способом с помощью плавучего крана типа КПЛ-5-30 (проект № Р12А, проект №Р 99, № 85). Передвижение крана осуществлялось толкачом-буксиром РТ-325 (проект № 911В). Вынимаемый грунт транспортировался баржами грузоподъемностью 200 т (проект №81210).

Извлечение грунта и растительности грейфером осуществлялось в два этапа. На первом этапе перпендикулярно береговой линии через заросли тростника прокладывалась траншея. Вынимаемый грунт грузится в баржу для последующей перегрузки в прибрежный отвал. Проходка подходной траншеи выполнялась в южной части разрабатываемого участка, так как общее направление течений воды в озере с севера на юг, при этом взмучиваемые частицы грунта, фильтруясь через заросли тростника, быстро оседают на дно. На втором этапе движение крана осуществлялось параллельно береговой линии. Вынимаемый грунт складировался в отвал непосредственно в прибрежной полосе с целью повышения ее отметок и благоустройства.

Извлекаемый грунт представляет собой песчано-илистую органно-минеральную смесь. Общая масса извлекаемого материала 5600 т. В случае необходимости, перед выравниванием,

планировкой землеройной техникой и обустройством, вынутый грунт с остатками растений засыпался минеральным грунтом, преимущественно песком.

В результате выемки донных отложений на глубину 1 м, на участке производства работ произошло изменение структуры рельефа дна водоема. Пионерная траншея и приурезовая отмель вначале имели крутые (мгновенные) откосы с заложением 1:2, а по мере осыпания и оплывания грунтов выполаживались и становились установившимися с заложением 1:4. Поскольку разработка грунта происходит в волнобойной зоне водоема с переменным уровнем, в дальнейшем произошло формирование естественного подводного склона с характерными чертами пляжа.

Пляж имеет подводную и надводную части, соотношение которых зависит от положения уровня воды, размеров волн, состава и количества наносов, конфигурации берега по профилю и в плане. Пляж формируется под действием прибойного потока. Независимо от состава материала, естественная часть пляжа имеет вогнутую форму или равномерное падение поверхности в сторону водоема. Такая форма профиля характерна для узких пляжей, вся поверхность которых во время волнения испытывает воздействие прибойного потока. Временное расширение пляжа и приобретение им выпуклой формы может наблюдаться при небольшом снижении уровня воды, когда часть наносов с отмели подается волнами к берегу.

Отмелая зона устьевого взморья Волги. Как уже было отмечено, отмелая зона устьевого взморья Волги занимает обширную территорию между морским краем дельты и свалом глубин (2-х метровой изобатой) (рисунок 6.14). Ее ширина по спрямленной линии морского края - 200-210 км, длина, по направлению стоковых течений, изменяется от 35 км в центральной части до 70 км в восточной и западной частях.

Современная отмелая зона устьевого взморья Волги расположена на одной из волжских прадельт, поверхность которой частично размыта и перекрыта слоем современных отложений. Это обусловило сглаженный рельеф с остаточными аккумулятивными и эрозионными формами. Максимальный перепад высот (с учетом каналов и островов) не превышает 3-4 м. В подводной части рельеф еще более сглаженный, с перепадом высот до 1,5 м. Средняя абсолютная отметка дна отмелой зоны -28,00 м БС с общим уклоном в сторону моря 0,02-0,03 ‰. Значительная часть поверхности является почти горизонтальной или имеет обратный уклон.

Сток Волги поступает в отмелую зону по более чем 1000 рукавов, соединенных десятками тысяч проток и ериков. Наибольшее количество рукавов наблюдается в районе морского края дельты, где на 1 пог. км берега приходится 4 рукава в западной части дельты и 1 рукав в ее восточной части [Красножон, 1985].

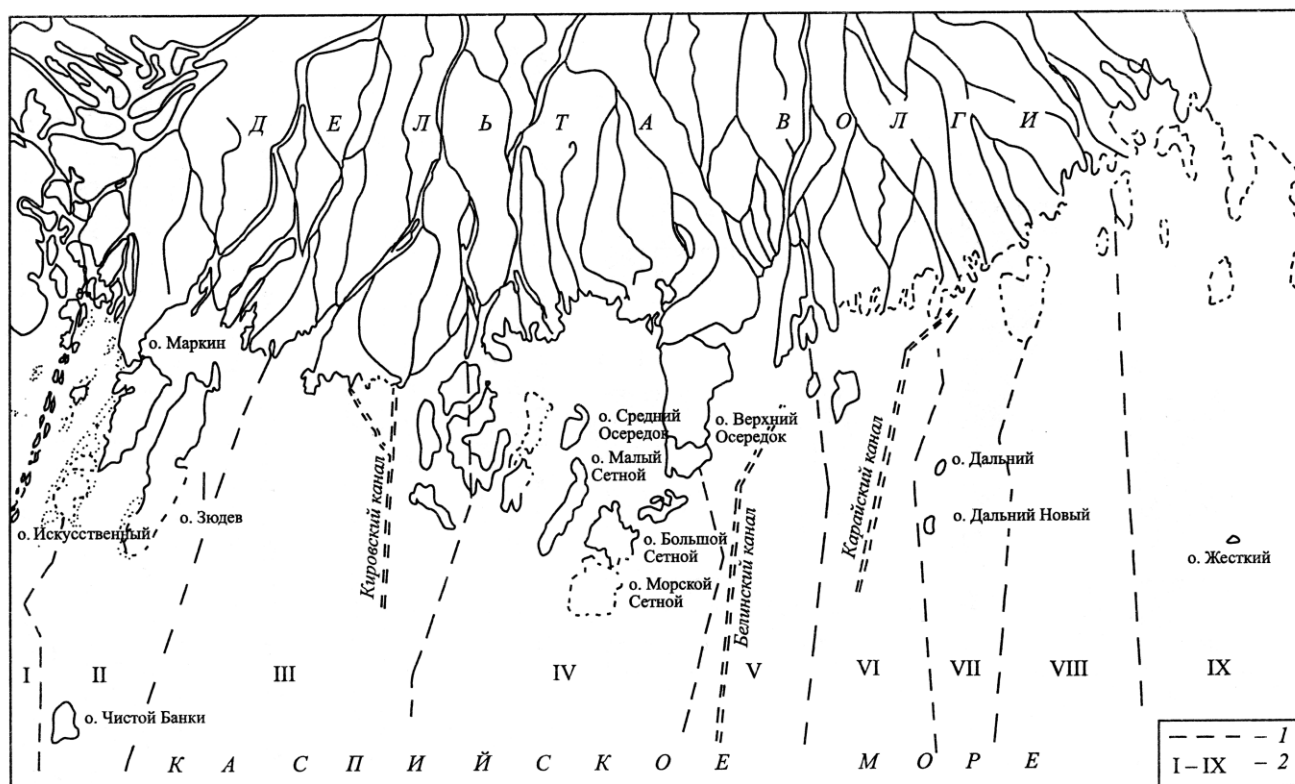


Рисунок 6.14. Схематическая карта отмелой зоны устьевого взморья Волги

1 – граница района; 2 – номер района

При стоянии уровня Каспийского моря ниже отметки $-27,50$ м БС, ход уровней воды в отмелой зоне полностью определяется расходом Волги. На морском крае дельты внутригодовая амплитуда периодического колебания уровня составляет порядка $0,6-1,2$ м и уменьшается до $0,3-0,6$ м с движением в сторону моря. В районе свала глубин колебания уровня опять возрастают, вызванные сгонно-нагонными явлениями. В многолетнем разрезе амплитуда колебания среднего годового уровня еще меньше и составляет порядка $0,3$ м. Фоновый уровень моря является основным морским фактором гидрологического режима в отмелой зоне устьевого взморья. Ход уровня Каспийского моря определяется изменчивостью составляющих водного баланса, основная роль, среди которых, принадлежит стоку Волги.

Регулярные визуальные наблюдения (авиаразведки) за зарастаемостью отмелой зоны начали проводиться с 1963 г. промразведкой КаспНИРХа и в дальнейшем были продолжены АЗГМО. С 1975 г. подобные наблюдения проводились в Институте водных проблем РАН по материалам дешифрования аэрокосмических снимков [Красножон, Семенов, Суханова, 1979; Красножон, Соколов, 1984; Красножон, 1985].

Зарастаемость взморья Волги в 1963 г. составляла около 20 %, в 1970 г. – 29 %, в 1971 г. – около 40 %, а в маловодный 1975 г, пришедший на период самого низкого за последнее столетие уровня моря, произошло скачкообразное увеличение зарастаемости до 62 % от всей площади водной поверхности. Затем площадь зарослей воздушно-водной и погруженная ВВР увеличилась до 8 тыс. км² (рисунок 6.15) [Красножон, 1985]. Наибольшая зарастаемость наблюдается в районах Бардынинского, Тишковского, Белинского и Карайского каналов, наименьшая – в районе Волго-Каспийского канала. Относительно малая зарастаемость в районе Волго-Каспийского канала объясняется большим речным стоком и хорошей промываемостью прилегающих к каналу акваторий, а также активным искусственным прокашиванием обширных участков взморья.

Развитие водной растительности по акватории отмелой зоны устьевого взморья Волги происходит неравномерно. В целом, для отмелой зоны характерно увеличение фитомассы от морского бара к морскому краю дельты. Очаги сгущения растительности наблюдаются также на прирусловых валах, островах и косах, участках устьевых баров.

Неоднороден и видовой состав ВВР по пространству отмелой зоны. Вблизи морского края дельты господствует воздушно-водная растительность (тростник обыкновенный, рогоз узколистый, сусак зонтичный, ежеголовник прямой), под прикрытием которой развивается нимфейник щитовидный, кувшинка чисто-белая, чилим, лотос орехоносный. Мористее воздушно-водная растительность постепенно сменяется погруженной (валлиснерия спиральная, роголистник темно-зеленый, наяда малая, рдесты).

Наибольшую площадь в отмелой зоне занимают ассоциации из валлиснерии спиральной, рдестов и роголистника темно-зеленого (более 56 % всей площади). Значительны также заросли ежеголовника прямого (около 10 %) и комплекс зарослей из тростника обыкновенного, рогоза узколистого и лотоса орехоносного [Русанов, 1983]. При этом происходит постепенное увеличение относительной площади занятой тростником, как результат сукцессии. В устьевой области Волги сукцессия происходит по схеме: ВВР пестрого состава → рогоз узколистый → тростник обыкновенный [Доброхотова, 1940].

Основная масса растительности произрастает при глубинах воды 0,3-1,0 м и оказывает влияние на динамику потока в июне-декабре. Способны перезимовать только тростник и незначительная часть ежеголовника и сусака. Бурное развитие растительности начинается после прохождения пика половодья (конец мая - начало июня) и в очень короткие сроки достигает максимума фитомассы. На развитие водной растительности в отмелой зоне влияет характер половодья и его величина. Непродолжительное половодье способствует более интенсивному зарастанию взморья. Наоборот, повышенные скорости течения, глубины и мутность воды при

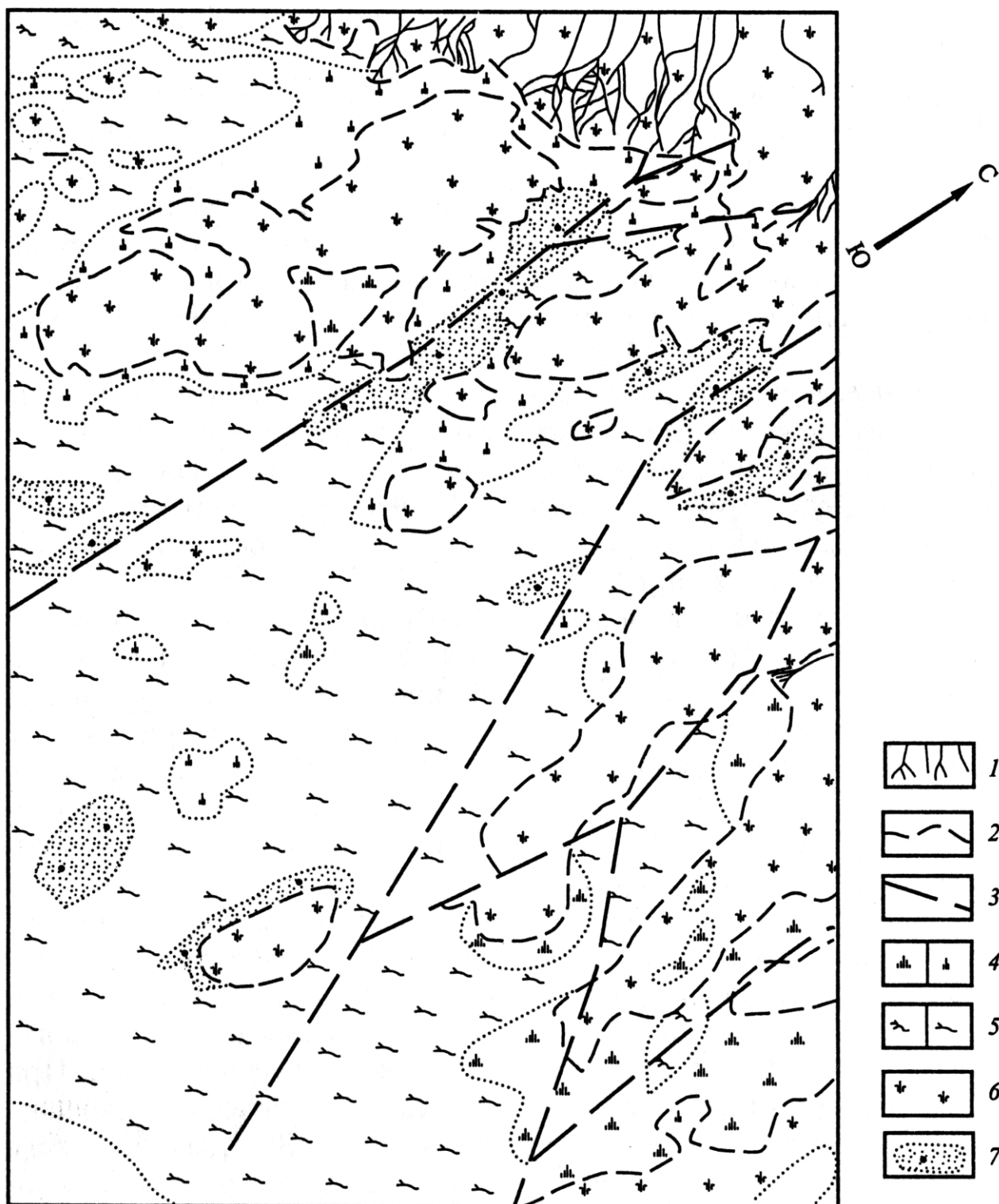


Рисунок 6.15. Фрагмент карты растительности отмелей зоны устьевого взморья Волги

1 – речная сеть; 2 – береговая линия; 3 – рыбоходные каналы; 4 – густая и редкая надводная растительность; 5 – густая и редкая подводная растительность; 6 – густой тростник; 7 – отмель без растительности

большом и продолжительном половодье создают неблагоприятные условия для развития ВВР.

Максимум фитомассы сохраняется до середины сентября, а затем происходит постепенная деградация растительного покрова. Исключением является тростник, который в течение всего года оказывает существенное влияние на динамику потока. Часть отмершей растительности выносится в открытое море стоковыми течениями, другая часть выщелачивается (разлагается) в отмелой зоне. Естественная расчистка отмелой зоны от ВВР продолжается и в периоды образования и разрушения ледяного покрова, при подвижках льда, когда вмержшая в лед растительность отрывается от грунта и дрейфует со льдом. Минимум растительности в отмелой зоне устьевого взморья Волги наблюдается ранней весной (апрель-май) перед началом вегетации.

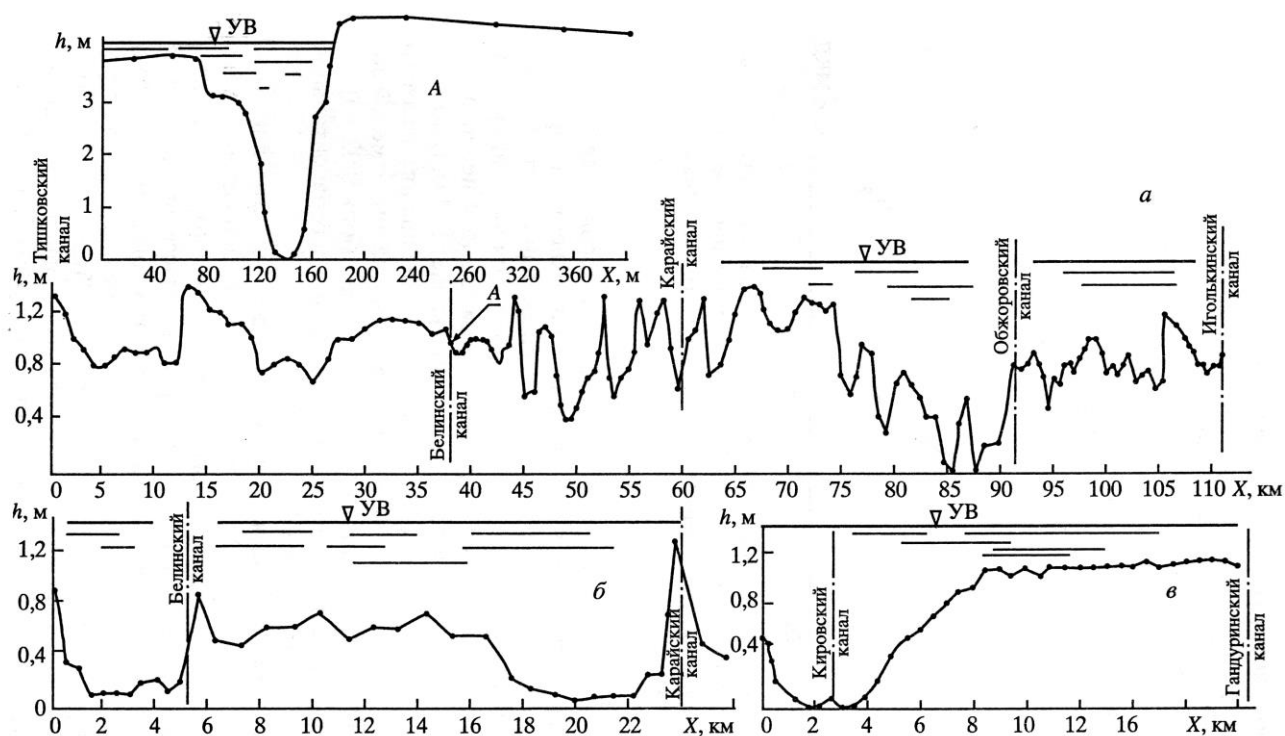


Рисунок 6.16. Поперечные профили дна отмелой зоны устьевого взморья Волги

а – по линии 70 км Белинского канала – о. Укатный – о. Жесткий – 43 км Иголкинского канала (данные Астраханского отделения Института «Гидрорыбпроект»); б – по линии 12-я огневка – 31 км Карайского канала; в – стык Кировского и Кулагинского каналов – стык Гандуринского и Никитинского каналов

Падение уровня Каспийского моря и быстрое зарастание отмелой зоны устьевого взморья послужили причиной изменения ее гидрологического, гидрохимического и

гидробиологического режимов, ухудшения условий прохода рыбы из моря в дельту Волги на нерест, для ската молоди в море и для нагула рыб, то есть условия для воспроизводства рыб чрезвычайно ухудшились. Это привело к необходимости строительства судоходных, а позже и рыбоходных каналов. Землечерпательные работы по первому судоходному Волго-Каспийскому каналу начались еще в 1874 г., а ежегодное ремонтное дноуглубление продолжается до настоящего времени. Проектная ширина по дну Волго-Каспийского и Белинского судоходных каналов равна, соответственно, 100 и 40 м, проектная глубина - 4,6 и 2,4 м (рисунок 6.16). Для остальных каналов проектная ширина 25 м, глубина – 1,5 м. Максимальные глубины в каналах могут достигать девяти и более метров. Для улучшения рыбоходных условий в отмелой зоне устьевого взморья Волги параллельно со строительством каналов-рыбоходов ежегодно устраиваются прокосы.

В настоящее время решить проблему пропуска производителей осетровых на нерестилища невозможно без широкомасштабных работ по реконструкции рыбоходных каналов в отмелой зоне устьевого взморья Волги. Естественный процесс заиления каналов происходит быстрее, чем их расчистка. В результате абсолютное большинство производителей осетровых пытается пройти на нерест по Волго-Каспийскому каналу, где сконцентрированы государственные и частные рыболовецкие бригады, и браконьеры. Кроме того, по Волго-Каспийскому каналу производятся все судовые перевозки Волго-Каспия, в том числе транспортировка нефти, в результате чего воды канала наиболее загрязнены.

6.4. Экологические аспекты расчистки и обустройства зарастающих мелководий

При проведении подводно-технических работ по расчистке и обустройству зарастающих мелководий необходимо предусмотреть мероприятия, способствующие снижению негативного влияния работы земснарядов, грейферов и стоков с гидроотвалов (отстойников) на качество воды в реконструируемом объекте. Среди таких мероприятий возможно использование самих сплавин и зарослей ВВР, которые могут выступать в качестве естественных биологических и механических экранов, задерживающих взвешенные и растворенные вещества.

Основными способами снижения содержания взвешенных веществ в осветляющейся воде являются: 1) регулирование скорости течения осветляющейся воды в отстойниках; 2) удлинение пути прохода осветляющейся воды с использованием серии секций отстойников; 3) отстаивание пульпы с периодическим сбрасыванием воды через шандорные колодцы; 4) использование фильтрационных экранов в местах выпуска осветленной воды.

В качестве примера рассмотрим обустройство Коровинского залива Иваньковского водохранилища путем его расчистки и углубления. До производства работ донные отложения залива были представлены полужидким торфянистым илом (ППП 65-86 %) мощностью до 70 см, который занимал верхний слой, плотным торфянистым илом (средний слой), нижний слой представлен серым минерализованным илом (рисунки 6.17-6.19). Гигроскопическая влажность грунтов может достигать до 11-14 %.

С содержанием органического вещества в донных отложениях тесно связано содержание органической и минеральной форм фосфора (рисунки 6.20, 6.21). В целом в донных отложениях залива и прилегающей к нему части водоема содержание органического фосфора невелико (до 50 мгР/100г сухого грунта). Повышенные и высокие значения (до 330 мгР/100г сухого грунта) встречаются отдельными пятнами в отложениях из макрофитов и торфянистых илах, приуроченных к зарослям ВВР, особенно погруженной. Закономерности распределения минеральной формы фосфора аналогичны закономерностям распределению органической, хотя общий фон минерального фосфора несколько выше.

До расчистки залива заросли ВВР занимали около 40 % акватории, а в верховьях залива общая плотность зарослей достигала 70-80 %. Растительность сформировала пояса (рисунок 6.22). К заболоченному берегу (преимущественно правый (восточный) берег залива), поросшему тростником обыкновенным, рогозом узколистным и хвощом приречным, примыкала сплавина, на которой доминировали те же виды. Следующий пояс шириной 10-30 м образовал телорез алоэвидный с проективным покрытием 90-100 %. Погруженные виды не формировали пояса, а встречались отдельными пятнами. В устье залива встречались куртины камыша озерного и тростника обыкновенного. Характерной особенностью залива является накопление массы растительных остатков и их преимущественное разложение в пределах мелководья. Сильное падение уровня воды в водохранилище (например, при его сработке) приводит к обсыханию залива.

Накопление и разложение органических илов существенно влияет на гидрохимический режим залива. Химический состав водных масс на разных участках залива отражает условия их формирования. Так, по периметру залива, куда поступают болотные воды и была расположена сплавина, рН на 1,1-1,6 меньше, чем в его центре. На 2-7°C в сплаvine ниже температура воды. Здесь же самая низкая концентрация растворенного кислорода (7-30 % насыщения). Подкисление воды в сплаvine, содержание растворенного кислорода, наряду с огромными запасами неразложившейся органической массы, по-видимому, являются доминирующими факторами низких значений БПК₅ (1,64-3,27 мгО₂/л), концентраций нитритных ионов (0,005-0,014 мг/л), а также повышенного содержания фосфатов и цветности воды. По значениям

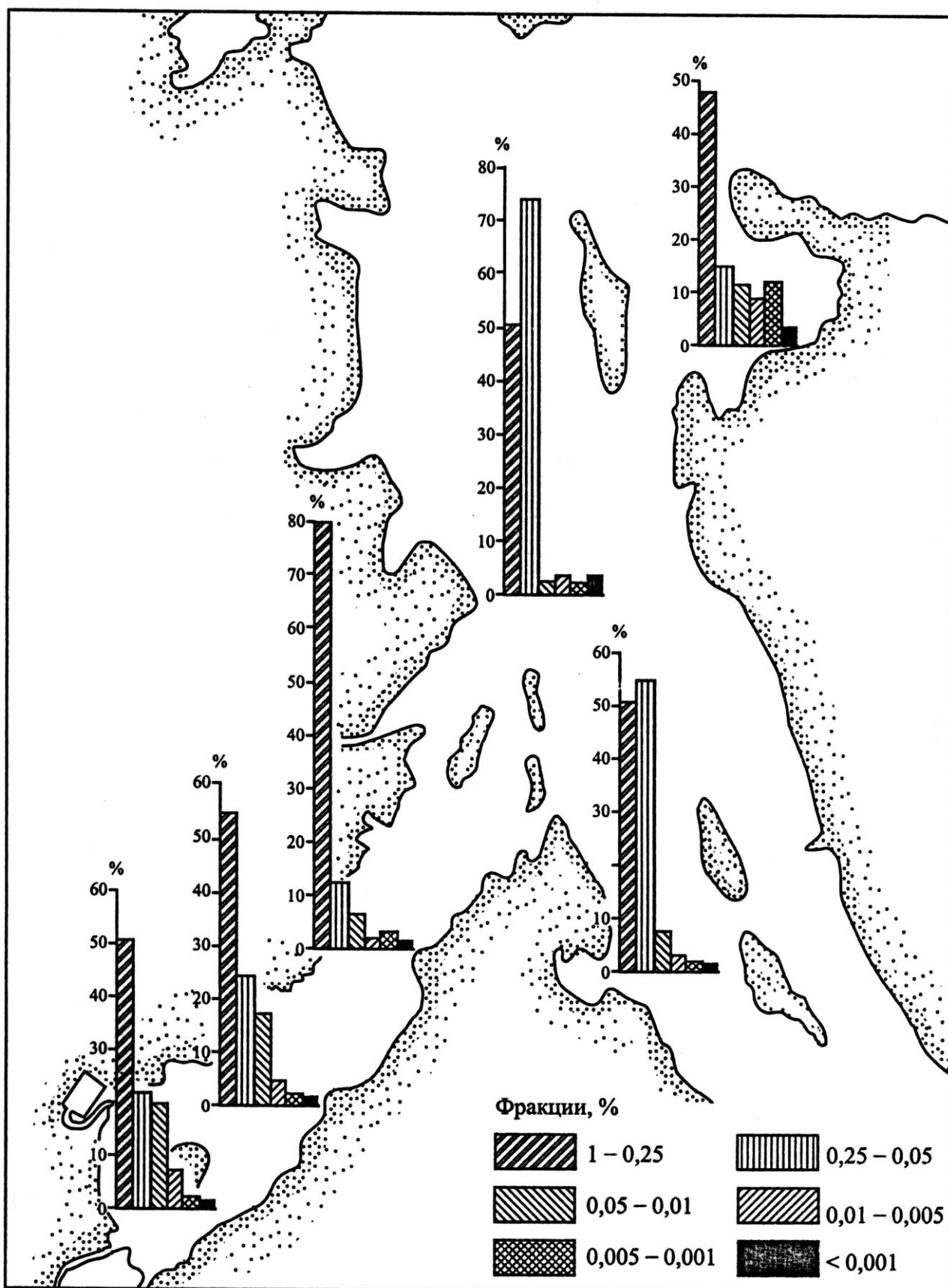


Рисунок 6.17. Изменение гранулометрического состава донных отложений на различных участках Корвинского и Домкинского заливов

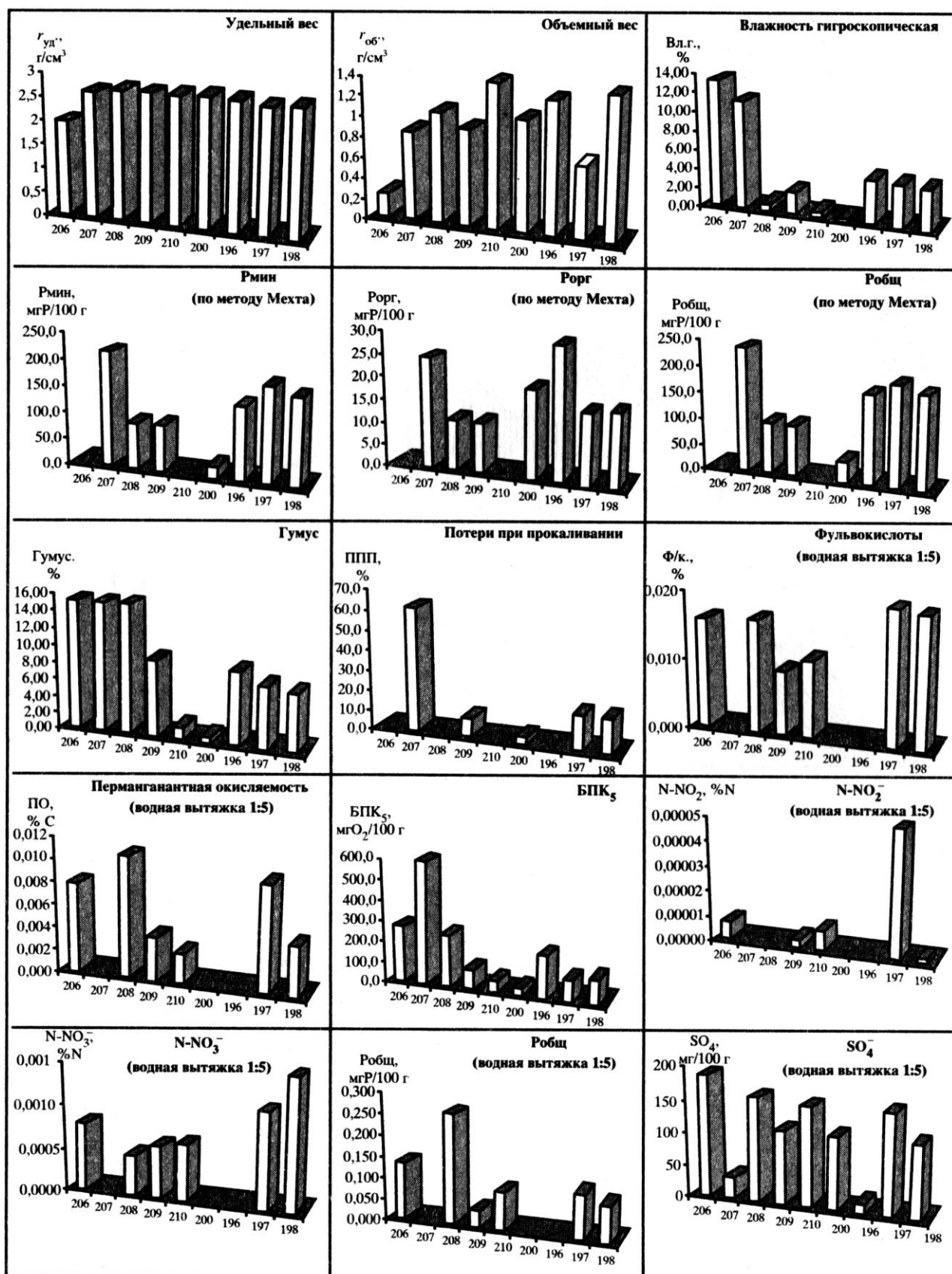


Рисунок 6.18. Изменение физико-химических характеристик донных отложений на различных участках Коровинского залива

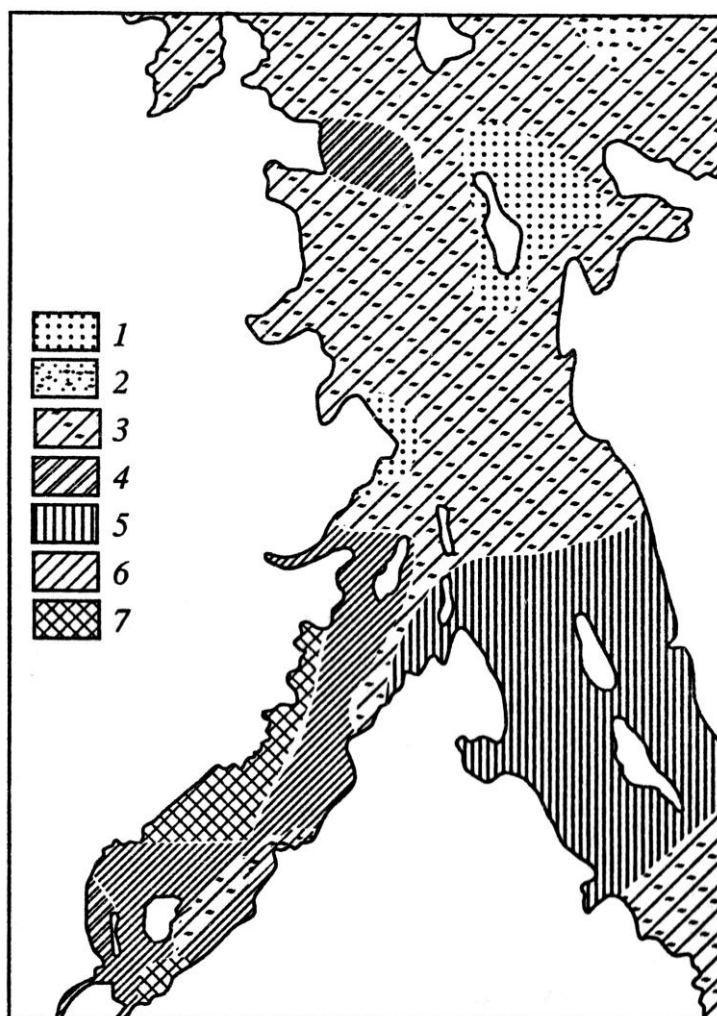


Рисунок 6.19. Карта-схема распределения валового содержания органического вещества в донных отложениях Коровинского залива и прилегающей акватории Иваньковского водохранилища осенью 2000 г.

1 – 0-3 %, 2 – 3-10 %, 3 – 10-20 %, 4 – 20-30 %, 5 – 30-40 %, 6 – 40-70 %, 7 - > 70 %

отношения $O_2/ПО$ (0,06-0,20) только участок сплавины были неблагоприятным для жизни гидробионтов (рисунок 6.23). Самые высокие концентрации кислорода (более 160 % насыщения) обнаруживались в роголистнике темно-зеленом.

Наибольшие значения рН наблюдались в локальных прибрежных зарослях роголистника темно-зеленого в начале июля, когда происходит интенсивное образование органического вещества и выделение кислорода, наименьшие – на заболоченном участке в конце октября. В это время в заболачивающихся застойных зонах накапливаются огромные массы легкоминерализующегося органического вещества, находящегося во взвешенном состоянии (до 480 мг/л), а поскольку температура воды в этот период сохраняется относительно высокой,

гниение и разложение органического вещества происходит интенсивно, следствием чего является подкисление воды. Насыщение воды кислородом на таких участках уменьшается до 39 %. Экстремальные значения рН, как минимальные, так и максимальные связаны с присутствием в заливе разных видов водной растительности и создаваемыми ей обособленными зонами со своей специфической средой. При движении от дна к поверхности воды рН возрастает. По значениям рН можно судить о степени изолированности мелководья и водообмене на его отдельных участках.

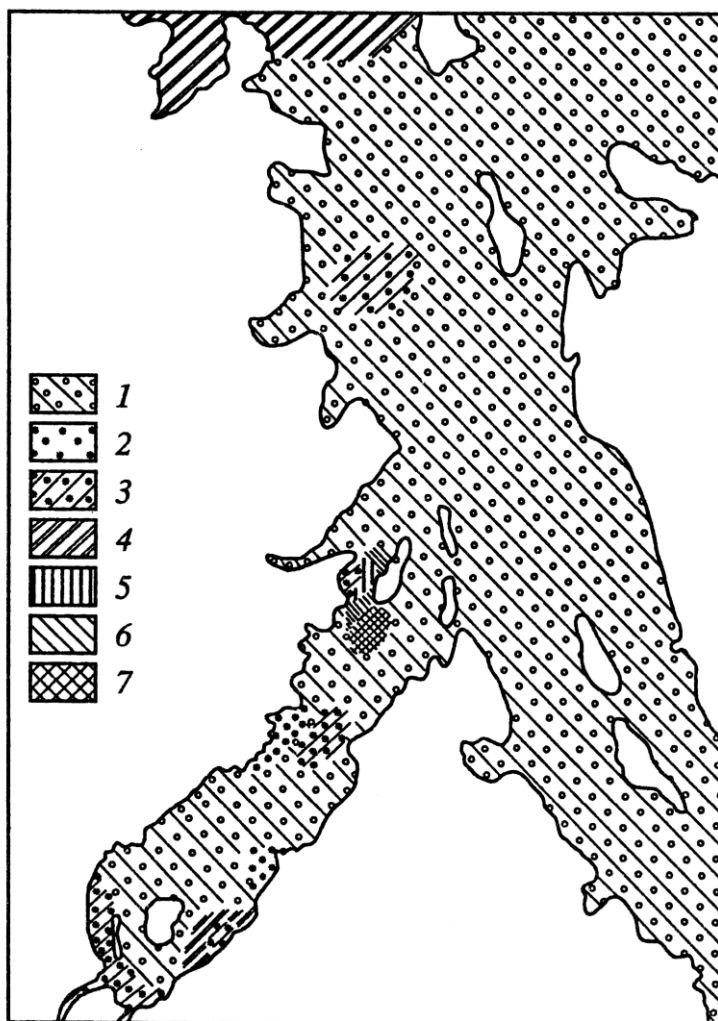


Рисунок 6.20. Карта-схема распределения содержания органического фосфора (метод Мехта) в донных отложениях Коровинского залива и прилегающей акватории Иваньковского водохранилища летом 2000 г.

1 – 0-50, 2 – 50-100, 3 – 100-150, 4 – 150-200, 5 – 200-250, 6 – 250-300. 7 – 300-350 мгР/100г сухого грунта

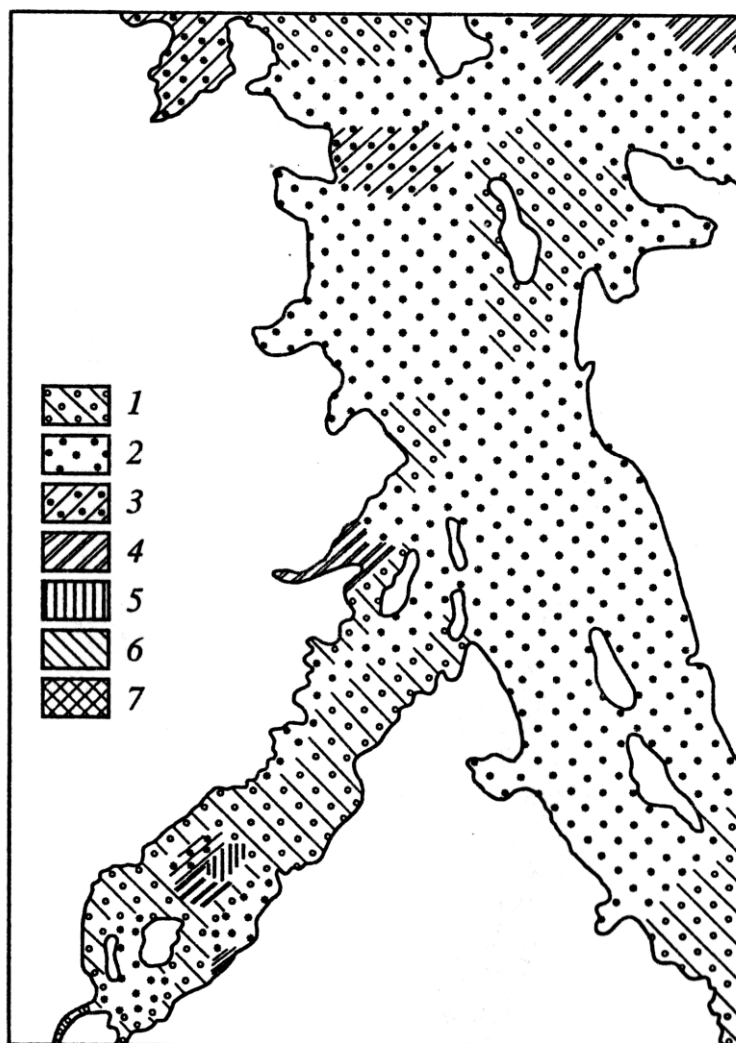


Рисунок 6.21. Карта-схема распределения содержания минерального фосфора (метод Мехта) в донных отложениях Коровинского залива и прилегающей акватории Иваньковского водохранилища летом 2000 г.

1 – 0-50, 2 – 50-100, 3 – 100-150, 4 – 150-200, 5 – 200-250, 6 – 250-300. 7 – 300-350 мгР/100г сухого грунта

В результате механической расчистки мелководий от сплавин, можно выделить два этапа формирования гидрохимического режима: во время производства работ и после их завершения. Во время производства работ разрушается структура сплавины и примыкающего к ней берега. Части сплавины и грунта, не превращенные в пульпу, всплывают на поверхность воды. Под воздействием ветра и течений происходит их перемещение от рефулера и скопление в слабопроточных местах. В результате этого возможно запруживание близлежащих прорезей, проток и канав. Повышается мутность воды, изменяется ее химический состав (рисунок 6.24).

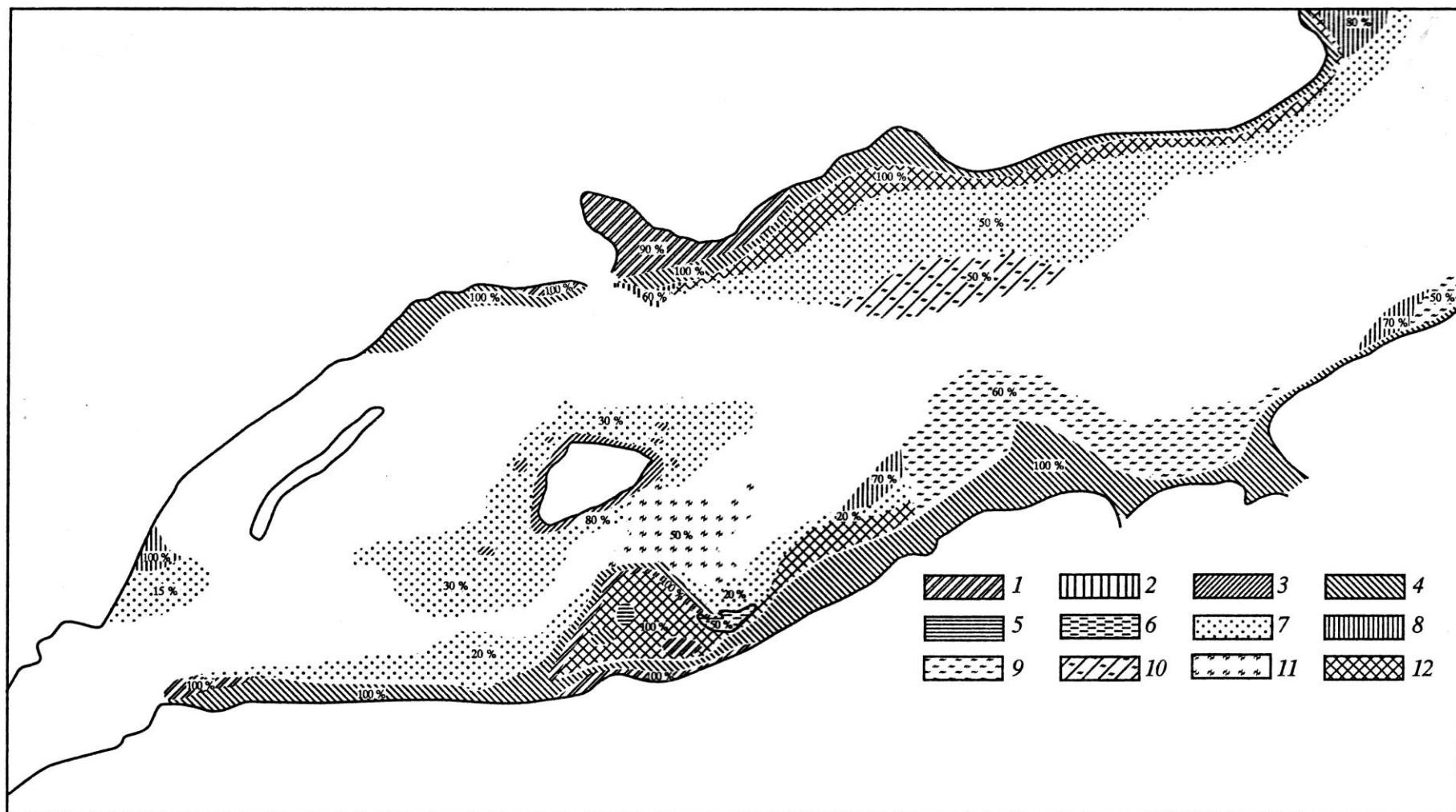


Рисунок 6.22. Карта-схема высшей водной растительности Коровинского залива

1 - тростник обыкновенный, 2 - аир, 3 - манник большой, 4 - осока острая, 5 - черда трехраздельная, 6 - хвощ приречный, 7 - кувшинка чисто-белая, 8 - роголистник темно-зеленый, 9 - рдест блестящий, 10 - рдест пронзеннолистный, 11 - рдест гребенчатый, 12 - телорез алюзвидный; цифры указывают проективное покрытие

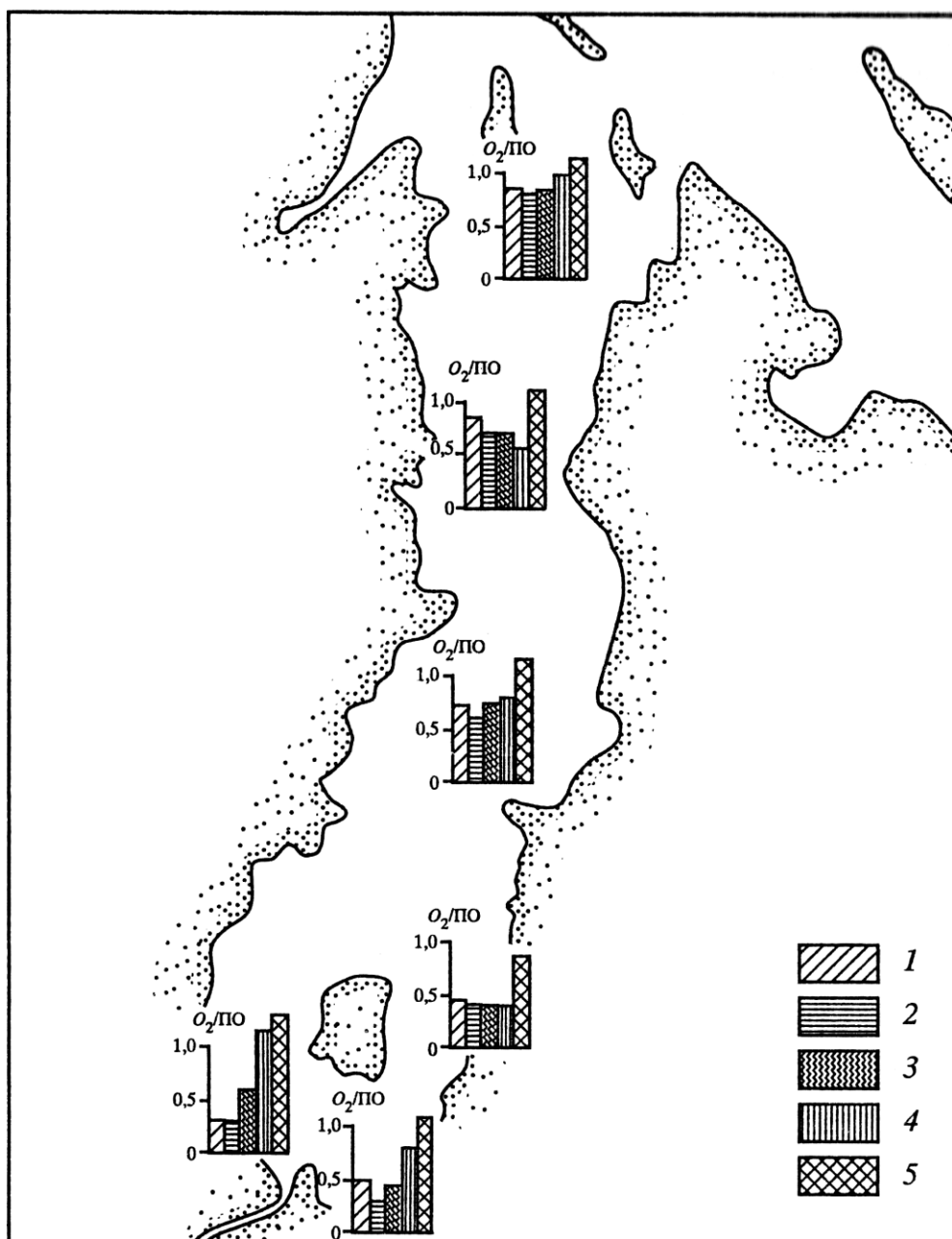


Рисунок 6.23. Пространственно-временная изменчивость отношения $O_2/ПО$ до производства работ по расчистке Коровинского залива (1), на разных стадиях производства работ (2-4) и после их завершения (5)

По нашим измерениям, через 2,5 часа после начала работы земснаряда концентрация растворенного в воде минерального фосфора возросла более чем в 1,5 раза. На 10 % повысилась цветность воды и концентрация сульфат-ионов.

На седьмые сутки работы рефулера цветность воды в зоне его действия может достигать 200 градусов, в 2 раза превышая этот показатель на чистоводе (таблица 6.11). До 2-15-кратной величины возрастает количество фосфатов. В 1,4-1,8 раза повышается электропроводность

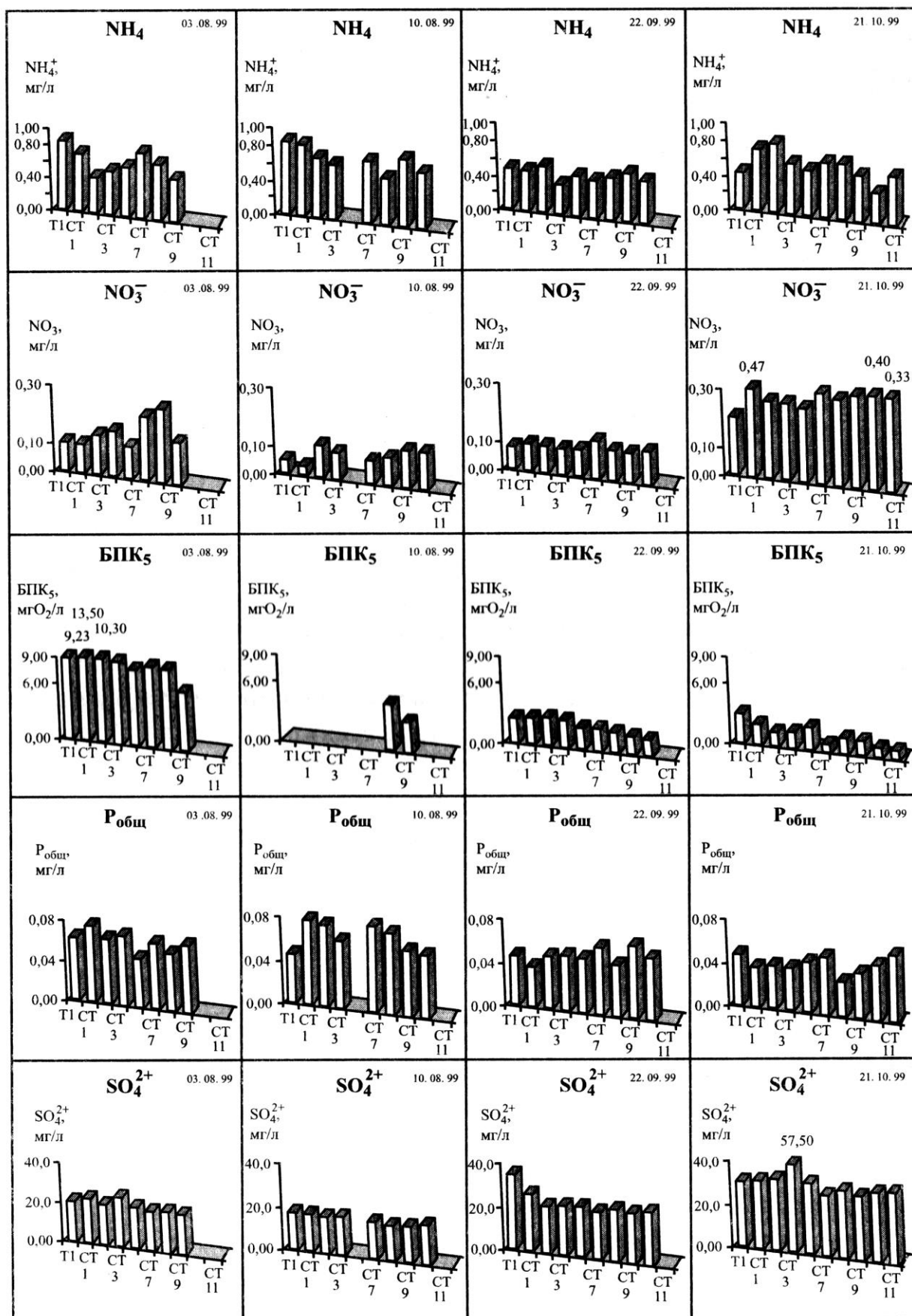


Рисунок 6.24. Химические характеристики воды различных участков Коровинского залива

1, 4 столбцы – до и после обустройства; 2, 3 столбцы – в 1-й и 44-й дни работы земснаряда

Таблица 6.11. Изменение относительных величин гидрохимических характеристик воды на расчищенном и контрольном участках (нормировано по соответствующим значениям на чистоводе)

Показатель	Время после расчистки, сут			
	7		62	
	Расчищенный участок	Сплавина	Расчищенный участок	Сплавина
Цветность	2,00	1,00	0,94	1,18
pH	0,90	0,86	0,95	0,81
NH_4^+	1,04	0,80	0,86	0,81
NO_2^-	0,95	0,86	1,00	0,35
NO_3^-	0,73	0,81	0,87	1,00
PO_4^{3-}	6,60	2,60	-	-
$P_{\text{общ}}$	15,21	2,35	2,18	1,55
ПО	0,61	0,50	1,33	0,94
O_2	-	-	0,85	0,09
$\text{O}_2/\text{ПО}$	-	-	0,64	0,10
БПК ₅	-	-	0,59	0,30
БПК ₅ /ПО	-	-	0,44	0,32
SO_4^{2-}	1,42	0,96	1,08	1,31
Cl^-	1,59	0,90	1,33	2,44
Ca^{2+}	1,82	1,18	1,17	1,39

воды и концентрация главных ионов.

Содержание в воде взвешенных веществ является одним из основных лимитирующих показателей при производстве дноуглубительных работ. Вместе с тем, методики оценки содержания и роли взвешенных веществ в плавневых массивах, к которым относятся заболачивающиеся мелководья водохранилищ, в настоящее время не существует. Идентификация и определение содержания взвешенных веществ в плавневых массивах как мутность воды водохранилищ хозяйственно-питьевого назначения с ПДК 25 мг/л не всегда позволяет давать корректную оценку экологической ситуации в водоеме и принимать адекватные решения.

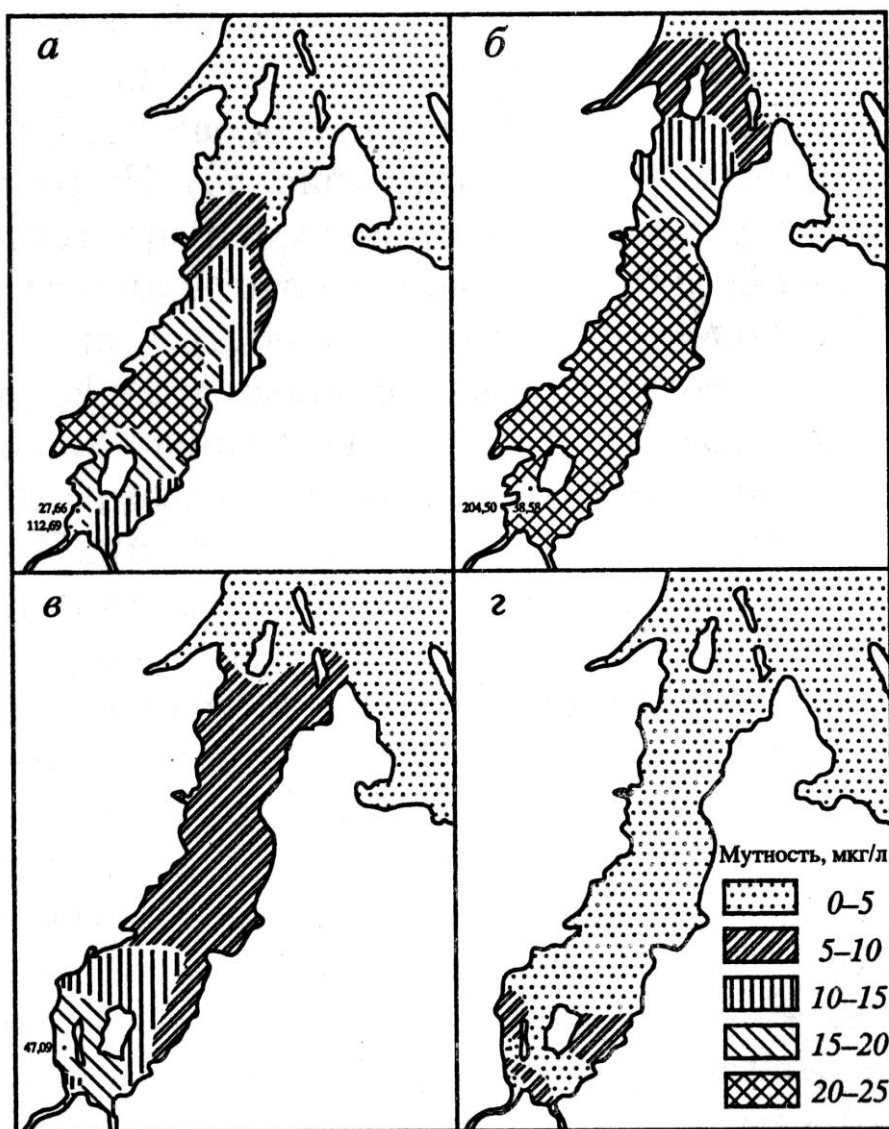


Рисунок 6.25. Поля мутности воды Коровинского залива

а) до производства работ по его расчистке; б) в 1-й день производства работ; в) на 38-й день производства работ; г) на 4-й день после завершения работ

До производства работ, на участках предполагаемой расчистки, содержание взвешенных в воде веществ колебалось в пределах 8-174 мг/л. При производстве работ содержание взвешенных веществ в забое составляет 12-72 мг/л. Пятно повышенной мутности распространяется на расстояние 100-300 м, экспоненциально уменьшаясь от центра к периферии (рисунок 6.25). Через 4-6 дней после завершения работ, мутность воды в забое уменьшается до санитарных норм, а через 20-25 дней – не отличается от фоновой и составляет 10-17 мг/л. Такая же закономерность распространения мутности воды характерна при работе грейферным способом с помощью плавучего крана. При производстве работ в Новосельском заливе Иваньковского водохранилища 17 сентября 2002 г. непосредственно у крана мутность

воды была 12,2 мг/л, на расстоянии 100 м от него уменьшалась до 8,5 мг/л и на расстоянии 200 м была на уровне фоновых значений - 4,8 мг/л.

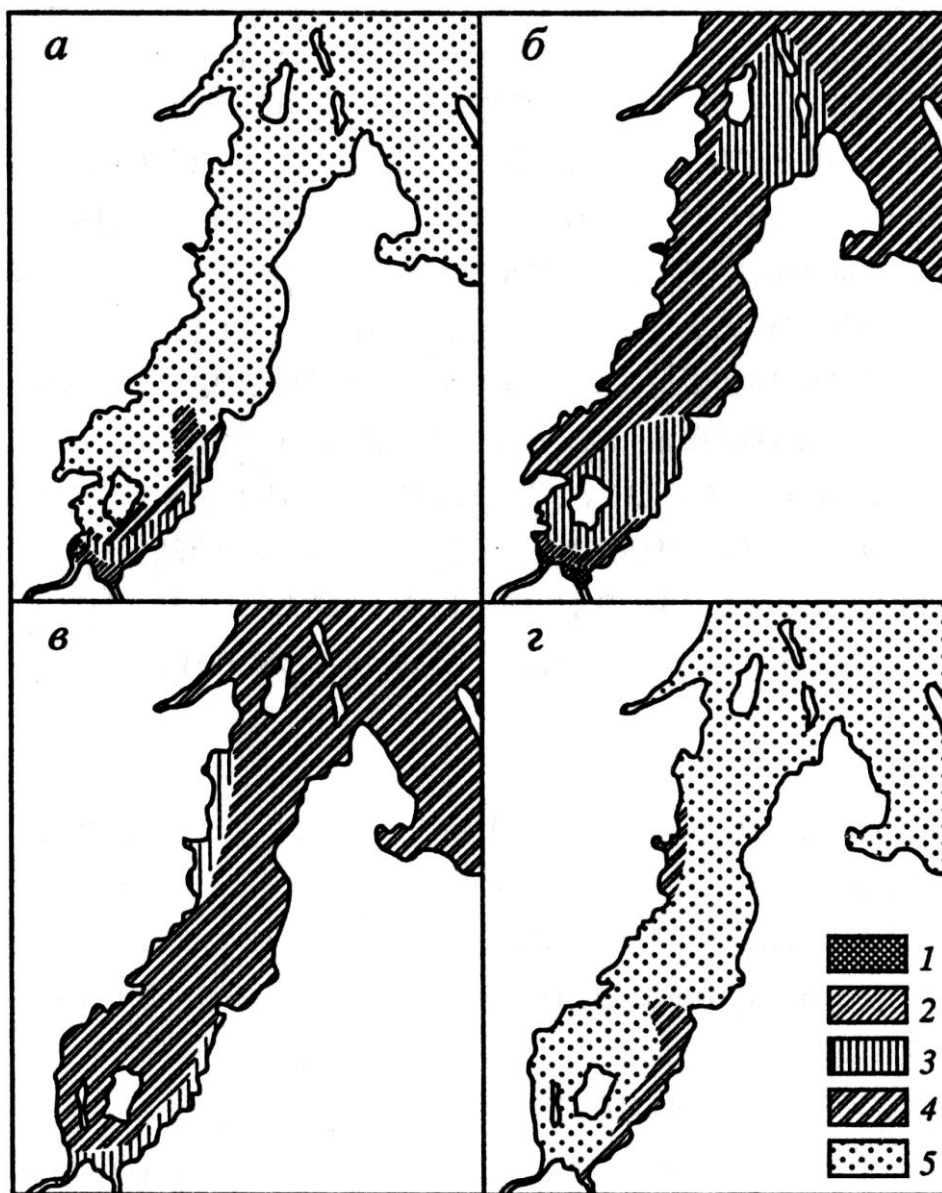


Рисунок 6.26. Концентрация растворенного кислорода в воде Коровинского залива

а) до производства работ по его расчистке; б) в 1-й день производства работ; в) на 38-й день производства работ; г) на 4-й день после завершения работ. 1 - 2-4, 2 - 4-6, 3 - 6-8, 4 - 8-10, 5 - 10-12 мг/л

Одним из важнейших экологических показателей состояния водного объекта является содержание растворенного кислорода и степень насыщения воды кислородом, регулирующие интенсивность и направленность процессов самоочищения и самозагрязнения водной среды. Расчистка мелководий от сплавин, изъятие органических илов, увеличение гидродинамической

активности водных масс, благоприятно влияет на кислородный режим залива (рисунок 6.26). Уже через 2-3 часа после начала работы земснаряда концентрация растворенного в воде кислорода увеличивается на 20-25 %. В ноябре, через 20-30 дней после окончания работ, на расчищенных участках концентрация растворенного в воде кислорода на 40-50 % выше чем на заболоченных массивах. Величина отношения $O_2/ПО$ (1,58-1,69) указывает на то, что условия существования гидробионтов значительно улучшаются.

С повышением мутности воды во время производства работ тесно связано изменение ее электропроводности и минерализации. Пятно повышенной минерализации воды распространяется на расстояние до 2 км (рисунок 6.27). На расстоянии около 100 м от земснаряда минерализация уменьшается в 1,2-2,1 раза, а на расстоянии 300-400 м почти восстанавливается до фоновых значений. Только электропроводность воды и концентрация сульфат-ионов остаются повышенными даже на расстоянии 1,6 км. Вероятно, это связано не только с влиянием рефулирования, но и другими внутриводоемными процессами. ВВР способствует более быстрому снижению минерализации. Это хорошо видно по результатам изменения состава осветляющейся воды, сбрасываемой с отстойника (рисунок 6.28). Вода, профильтрованная через заросли роголистника темно-зеленого, имеет концентрацию главных ионов (кроме сульфат-ионов) на 10-50 % меньшую, чем на участке, где растительность отсутствует.

Нами также изучались закономерности изменения в донных отложениях валового содержания органического вещества и форм фосфора под влиянием мероприятий по расчистке залива. На рисунках 6.29 и 6.30 представлены диаграммы содержания органического вещества и форм фосфора (органического, минерального и общего) в различные периоды времени на станциях измерений, расположенных в характерных местах. Как видно из рисунка 6.30, количество органического вещества в донных отложениях расчищаемого участка (станция 2а) уменьшилось примерно в 3 раза. На контрольном заболоченном и сплавинном участке за этот же период содержание органического вещества возросло в 1,7 раза. На расчищенном участке уменьшилось, также, содержание общего фосфора, как одного из основных биогенных элементов, определяющего развитие водных организмов и процессы эвтрофирования. При этом уменьшение содержания общего фосфора произошло в основном за счет сокращения органической составляющей.

Кроме того, анализ полученных материалов позволяет сделать принципиально важный вывод о том, что расчистка заболоченных мелководий и изъятие из ложа водохранилища органических илов, торфа и отложений из макрофитов приводит к существенному уменьшению на расчищенной площади тяжелых металлов [Бреховских, Казмирук Т., Казмирук В., 2006].

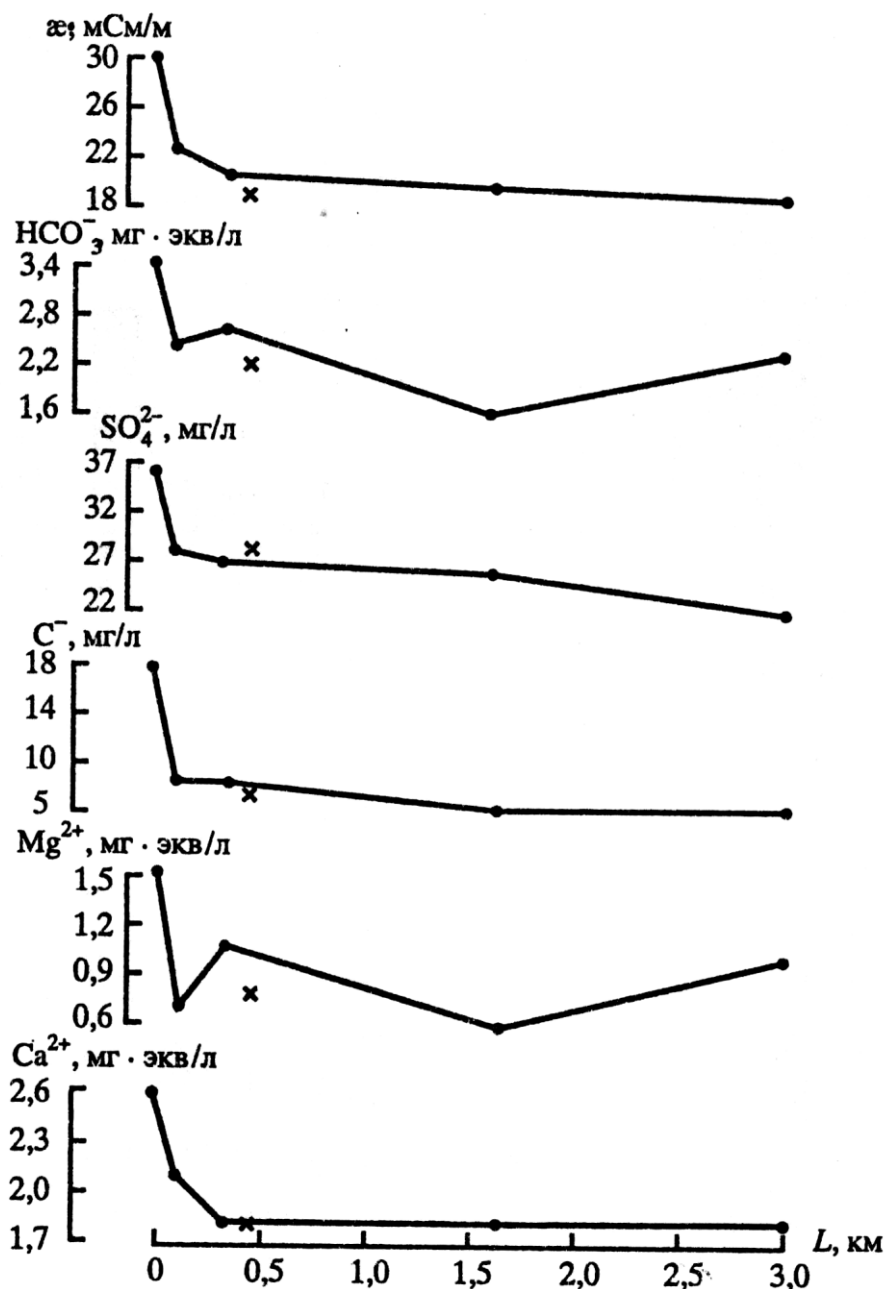


Рисунок 6.27. Электропроводность воды и концентрация главных ионов на различном расстоянии от работающего земснаряда (крестиком обозначены значения параметров воды, профильтровавшейся через заросли ВВР)

Так, работы по расчистке и обустройству Коровинского залива способствовали уменьшению содержания тяжелых металлов в его донных отложениях в 3-5 раз и более, по сравнению с аналогичными грунтами на смежных участках, где такие работы не проводились. Этот факт является дополнительным подтверждением того, что накопление тяжелых металлов в донных отложениях Иваньковского водохранилища имеет техногенное происхождение, а изъятие

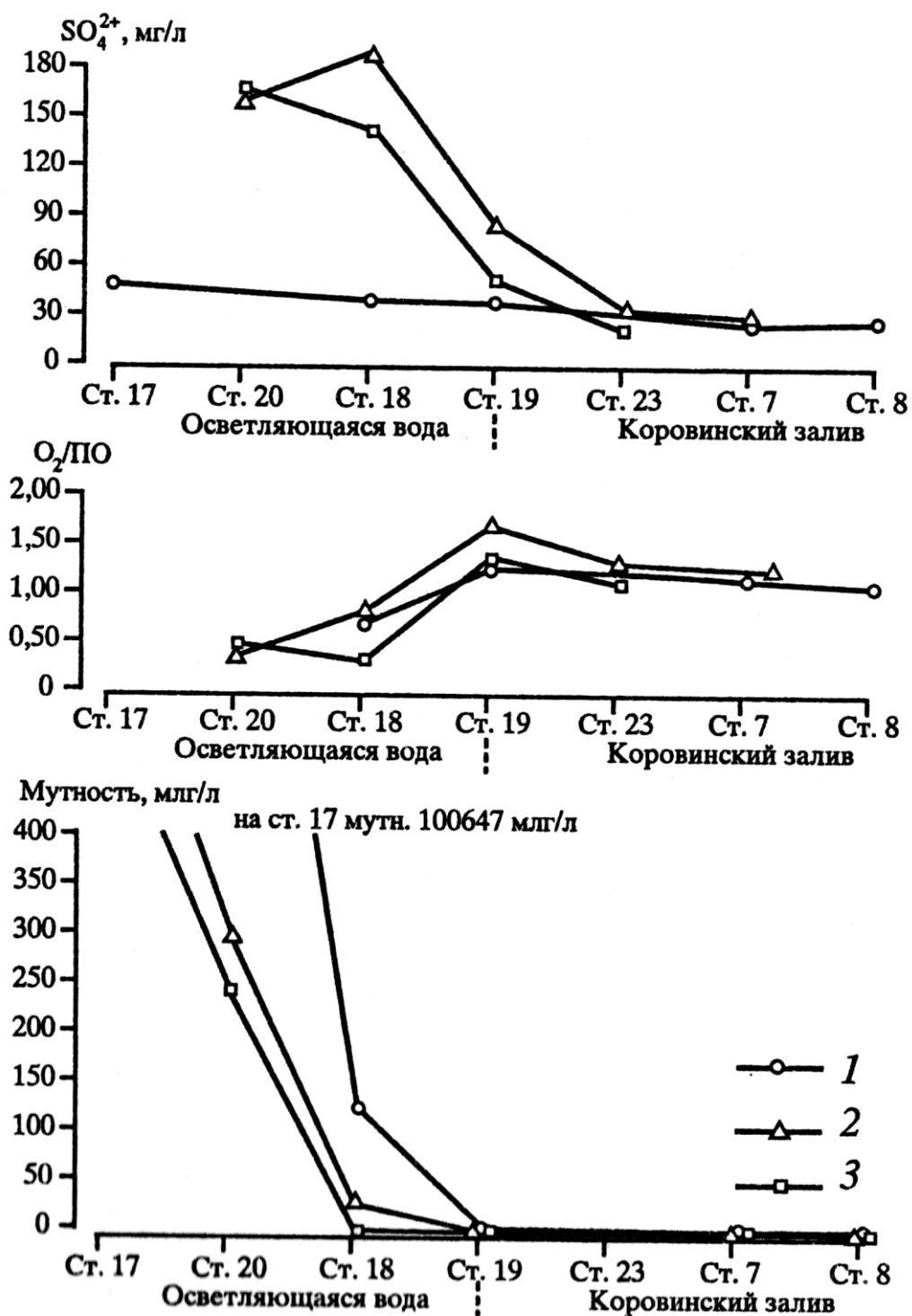


Рисунок 6.28. Изменение состава осветляющей воды, сбрасываемой из отстойника в Коровинский залив на 4-й (1), 11-й (2) и 25-й день после завершения работ

донных отложений гидромеханическим или иным способом способствует улучшению экологического состояния водоема.

Примерно через два месяца после расчистки сплавин и зарослей ВВР наблюдается стабилизация гидрохимического режима, который начинает приближаться к режиму на чистоводе (см. таблицу 6.11). Как показывают результаты обследования ранее расчищенных

мелководий эффективность работ всецело зависит от созданного в результате расчистки гидродинамического режима и соотношения площадей под сплавами и чистоводом или редкими (до 30 %) зарослями ВВР.

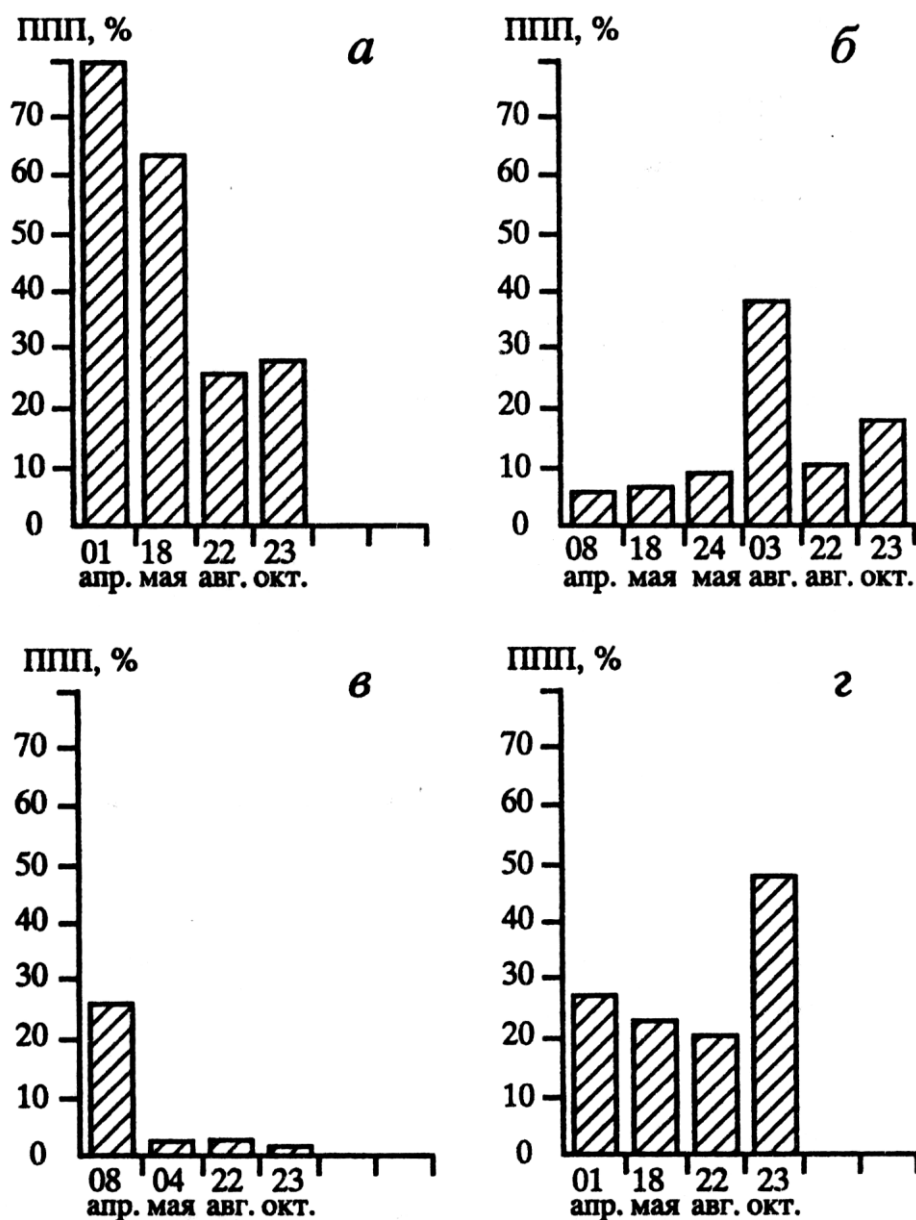


Рисунок 6.29. Содержания органического вещества в донных отложениях Коровинского залива на станциях отбора проб 2а (а), 11 (б), 12 (в), 22 (г) в разные периоды 2000 г.

Наиболее благоприятный гидрохимический режим на проточных участках через год после расчистки (таблица 6.12). Основная площадь участка свободна от ВВР. Часть прибрежной растительности успевает восстановиться и выполняет очистительную функцию. В Коровинском заливе Иваньковского водохранилища через год после расчистки от сплавов и заболоченных

участков было отмечено появление следующих видов рыб: судак, жерех, стерлядь, сом. Анализ собственных материалов и данных ГФУП "Центрводхоз" позволяет утверждать, что и через 20 лет на таких участках гидрохимический режим ухудшается незначительно. Только в зимний период, когда в прорезь скатываются богатые органикой болотные воды, а газообмен с атмосферой минимальный, содержание растворенного кислорода может уменьшаться ниже ПДК.

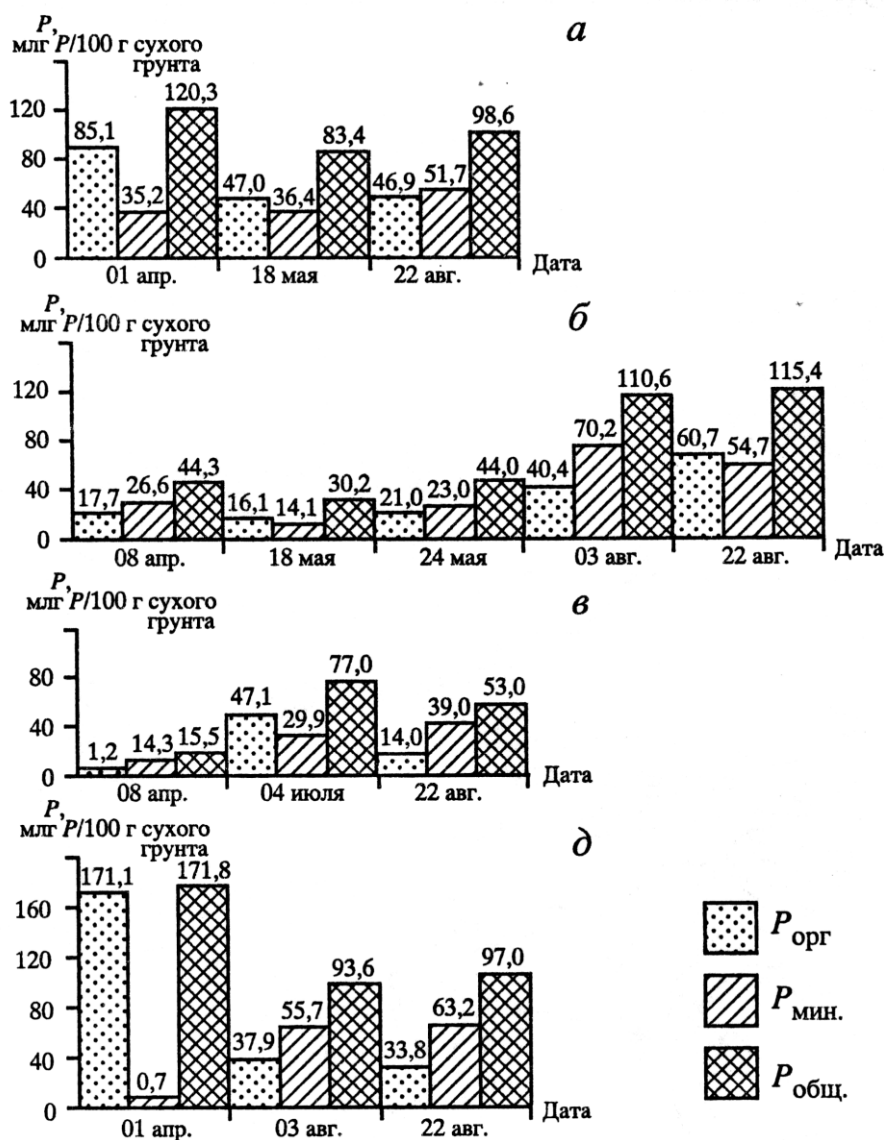


Рисунок 6.30. Содержания органического, минерального и общего фосфора в донных отложениях Коровинского залива на станциях отбора проб 2а (а), 11 (б), 12 (в), 22 (г) в разные периоды 2000 г.

Если новая прорезь непроточная, то по мере движения к ее тупиковой части, на расстоянии около 100 м качество воды резко ухудшается. Такие прорези нередко

Таблица 6.12. Гидрохимические показатели некоторых мелководий Иваньковского водохранилища, на которых проводились работы по реконструкции (приведены средние значения; в скобках указан год проведения работ)

Место и время отбора проб воды	рН	Концентрация, мг/л						Насыщение, O ₂ , %	ПО, мгО/л	O ₂ /ПО	БПК ₅ , мгО ₂ /л	БПК ₅ /ПО	Цветность, град
		NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	P _{общ}	O ₂						
Шошинский плес,													
прорезь в районе о. Кабаново (1974 г.):													
январь-март 1965-69 гг.	-	-	-	-	-	-	1,75	-	-	-	-	-	-
январь-март 1988-93 гг.	-	-	-	-	-	-	5,07	-	-	-	-	-	-
январь-апрель 1994 г.	7,58	1,17	0,067	1,15	-	0,100	4,69	-	8,15	0,57	2,37	0,29	52
июнь-сентябрь 1987-88 гг.	-	-	-	-	-	-	7,08	-	-	-	-	-	-
август 1988 г.	7,55	0,69	0,012	0,55	0,044	0,094	5,83	58,6	23,0	0,25	-	-	200
Коровинский залив:													
сплавина в прорези (1992 г.)													
июль-август 1995 г.	6,72	0,59	0,016	0,12	0,056	0,082	2,19	20,6	13,2	0,17	2,44	0,18	113
непроточная прорезь (1994 г.)													
июль-август 1995 г.	7,23	0,83	0,030	0,18	0,059	0,114	2,86	27,3	14,9	0,19	2,69	0,18	185
расчищенный участок (1994 г.)													
июнь-август 1994-1995 гг.	7,26	0,85	0,035	0,15	0,010	0,020	8,05	82,7	16,6	0,48	5,67	0,34	80
июнь-август 1998 г.	8,02	0,45	0,031	0,26	0,012	0,050	8,15	84,1	13,8	0,67	3,59	0,29	100
Участок производства работ (1995 г.)													
июнь-август 1995 г.	7,47	0,68	0,026	0,15	0,039	0,186	6,41	65,3	16,6	0,39	3,97	0,24	133
август 1998 г.	7,87	0,47	0,036	0,21	0,004	0,027	9,14	94,7	16,6	0,55	-	-	160

Таблица 6.13 Гидрохимические показатели воды оз. Селигер в районе мыса Светличный в сентябре 2006 г.

Показатели	Характеристика участка отбора проб воды			
	Фарватер Кравотынского плеса	Прибрежная полоса зарослей тростника обыкновенного	Участок, расчищенный от прибрежных зарослей тростника обыкновенного, через год после расчистки (песчаный откос)	Участок частичной расчистки заболоченного берега через год после расчистки (граница трясины и чистовода)
Координаты станций отбора проб	N 57°15,804' E 033°07,380'	N 57°15,123' E 033°03,442'	N 57°14,964' E 033°04,520'	N 57°14,172' E 033°04,819'
Электропроводность, мСм/м	14,8	23,0	12,4	17,1
Цветность, град	42	22	35	42
NH ₄ ⁺ , мгN/л	0,24	0,08	0,24	0,22
NO ₂ ⁻ , мгN/л	0,023	0,021	0,018	0,029
NO ₃ ⁻ , мгP/л	0,24	0,37	0,22	0,27
PO ₄ ³⁻ , мгP/л	0,016	0,047	0,13	0,14
P _{общ} , мг/л	0,047	0,083	0,038	0,050
O ₂ , мг/л	8,63	2,43	8,96	7,71
ПО, мг O/л	9,90	4,62	9,41	9,90
O ₂ /ПО	0,87	0,53	0,95	0,78
SO ₄ ²⁻ , мг/л	2,9	4,0	4,7	4,0
HCO ₃ ⁻ , мг/л	64	110	61	80
Ca ²⁺ , мг/л	16	30	16	21
Mg ²⁺ , мг/л	3,6	4,2	3,6	3,0
Cl ⁻ , мг/л	<2	<2	1,4	5,0
Na, мкг/л	0,65	0,35	1,19	4,70
K, мкг/л	2,2	0,9	1,5	18,2

запруживаются рефулированным грунтом, в них могут скапливаться, попавшие на поверхность воды, остатки горюче-смазочных материалов. Концентрация растворенного в воде кислорода на таких участках уменьшается более чем в 3 раза и не превышает 3,5 мг/л, даже в летний период.

Цветность воды в 1,4-1,8 раза превышает цветность в зоне работы земснаряда. Биохимическое потребление кислорода минимальное. С течением времени такие прорези становятся очагами сплавнины.

Аналогичная ситуация складывается в дренажных канавах прибрежной зоны Иваньковского водохранилища. Канавы имеют небольшую глубину и площадь поперечного сечения. В маловодные годы и при летней сработке водохранилища они обсыхают и зарастают. Все это способствует их быстрому заилению и заболачиванию, и как результат, потере проектных функций. Гидрохимический режим таких канав мало отличается от режима сплавин.

Благотворное влияние реконструкции зарастающих и заболачивающихся мелководий на их гидрохимический режим также прослеживается на оз. Селигер (таблица 6.13). Через год после расчистки, участки с песчаными откосами и углубленные участки, примыкающие к заболоченному берегу, имеют показатели качества воды близкие к таковым в основной части озера. По сравнению с густыми зарослями тростника, на расчищенных участках оз. Селигер содержание нитратов ниже на 27-41 %, общего фосфора - на 40-54 %, на 26-46 % снизилась электропроводность воды, что, по-видимому, вызвано снижением концентрации гидрокарбонатов и ионов Са и Mg. Вместе с тем, на расчищенных участках в 3,2-3,7 раза увеличилось содержание растворенного в воде кислорода, отношение $O_2/ПО$ увеличилось в 1,5-1,7 раза, в 2,8-3,0 раза возросло количество аммонийного азота и фосфатов. Больше всего на расчищенных участках увеличилось количество ионов Na и K - в 3,4-13,4 и 1,7-20,2 раза соответственно, что является дополнительным подтверждением того, что эти ионы интенсивно поглощаются ВВР непосредственно из водной толщи (см. раздел 2.4).

В заключение следует отметить, что экосистемы зарастающих водных объектов являются чрезвычайно динамичными и слабо устойчивыми к внешним воздействиям. Поэтому, планируемые мероприятия по улучшению экологического состояния зарастающих водотоков и водоемов должны быть комплексными и учитывать, как естественные циклы развития различных уровней экосистемы и внутривидовые связи, так и наличие знаний о возможных экологических последствиях намечаемых мероприятий. В противном случае возникает опасность нежелательных и пагубных последствий даже при наличии мониторинговой информации о состоянии экосистем зарастающих водных объектов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Развитие экосистем зарастающих водотоков и водоемов имеет целый ряд особенностей. Именно присутствие растительности создает в водном объекте гетерогенную среду с множеством обособленных экологических ниш. Растительность играет разностороннюю средообразующую роль: препятствует развитию гидродинамических процессов, способствует их затуханию и осаждению взвешенных в воде веществ, сорбирует взвешенные частицы на листьях и стеблях, препятствует размыву донных отложений, влияет на ледовые явления, накапливает и удерживает значительное количество биогенных и других химических элементов. Кроме того, растительность выступает грунтообразующим материалом. Для стабильного существования экосистемы зарастающих водных объектов в равной степени неблагоприятным является, как чрезмерное развитие растительности, приводящее к сплавинообразованию, заилению, заболачиванию, ухудшению качества воды, так и ее полное сведение, в результате чего происходит эрозия берегов, взмучивание и переотложение донного материала.

2. Предложена комплексная классификация разнотипных зарастающих водных объектов и антропогенных воздействий на них. Выявлены основные классификационные признаки зарастающих водотоков, водоемов и устьевых областей. Классификация позволяет учитывать гидрографические и геоморфологические особенности зарастающих водных объектов, преобладающее движение водных масс, пространственную структуру зон зарастания, их влияние на скоростную структуру потока, прямые и опосредованные антропогенные воздействия, и их основную направленность.

3. Разработана методика фитоиндикации динамики водных масс и состава, состояния и свойств донных отложений при дистанционном мониторинге зарастающих и заболачивающихся водных объектов с применением аэро- и спутниковых фото- и видеометодов. Выделены и проанализированы индикационные признаки типичных для России видов макрофитов, позволяющие достаточно точно судить о глубинах воды, гидродинамической активности водных масс (преобладающих скоростях движения воды, характере ветро-волнового режима), количестве и генезисе взвешенных в воде частиц, типе, состоянии и свойствах донных отложений, направленности гидролого-морфологических процессов.

4. Разработаны алгоритмы расчета осредненных скоростей движения воды отдельно для случаев осреднения по ширине потока и по вертикали при мозаичном распределении гидравлических сопротивлений, определяемых естественной водной растительностью. По

данным натурных наблюдений установлено, что для зарастающих водных объектов суммарный вклад инерционных членов и членов, характеризующих силу Кориолиса, в результирующее значение скорости движения воды составляет не более 2 %.

5. Разработана методика определения гидравлических сопротивлений зарастающих водотоков, учитывающая свойства и морфологические особенности ВВР. Предложена полуэмпирическая формула определения гидравлических сопротивлений 14 видов ВВР, включая жесткую надводную растительность, мягкую в толще воды, придонную и мягкую с плавающими по поверхности воды листьями. Параметризация формулы выполнена на основе данных измерений, полученных автором в природных условиях отмелой зоны устьевого взморья Волги и проверена на независимом материале. Для учета особенностей гидравлических сопротивлений растительности предложен и определен ряд эмпирических коэффициентов и параметров, учитывающих сопротивление обтекания растений, изменение площади миделевого сечения растений от глубины затопления, густоту растительного покрова, видовую неоднородность его горизонтальной структуры, а также влияние водоворотных зон, возникающих за растениями на их суммарное сопротивление. Методика предусматривает два варианта использования: при наземных натурных наблюдениях и с применением материалов аэро- и спутниковых фотометодов.

6. Показано, что гидродинамическая активность водных масс является ключевым фактором внутриводоемных процессов в зарастающих водных объектах, от которого в значительной степени зависят масштабы, скорость трансформации природных и антропогенных составляющих состава вод и донных отложений, условия и закономерности пространственной дифференциации, миграции и аккумуляции химических элементов в аквальных комплексах, а также сама возможность существования растительного покрова в водном объекте.

7. Роль ВВР в процессах формирования мутности воды в зарастающих зонах зависит от ее морфологических особенностей, густоты и водообмена зарастающего участка с остальной частью водоема или водотока, а также происхождения взвеси. Растительность выступает хорошим барьером распространения взвешенных веществ, прежде всего, за счет снижения гидродинамической активности водных масс, как непосредственно в результате повышенных гидравлических сопротивлений на заросшем участке, так и в результате снижения скорости движения воздуха у поверхности воды, а также за счет сорбции взвеси на листьях и стеблях растений.

8. В период маловетрия при фильтрации воды через заросли ВВР с проективным покрытием 50-70 % концентрация взвешенных частиц минерального происхождения

экспоненциально уменьшается до значений менее 5 мг/л. Однако, на зарастающих и заболачивающихся участках с проективным покрытием ВВР более 70 % содержание взвешенных веществ в большинстве случаев выше, чем на чистоводе. Это связано с формированием органических илов и отложения из макрофитов, имеющих удельный вес близкий к удельному весу воды и находящихся в полувзвешенном состоянии.

9. Все виды водной растительности в той или иной степени реагируют на изменение концентрации твердой фазы в водной среде. В результате адгезии отдельные виды ВВР в одних и тех же условиях могут задерживать до 5 г твердой примеси на одном растении. По нашим данным, 1 м² тростника обыкновенного способен аккумулировать 24,6 г взвеси, сусака зонтичного - 15,7 г/м², рогоза узколистного - 24,1 г/м², ежеголовника прямого - 582,0 г/м², роголистника темно-зеленого - 68,0 г/м², наяды малой - 66,3 г/м². Наиболее активным сорбентом является осока острая, которая при абсолютно-сухом весе растения 2,5 г может сорбировать до 2,7 г мелкодисперсных твердых частиц. Наименее активным сорбентом является кувшинка чисто-белая: при среднем абсолютно-сухом весе растения 12,0 г сорбирует только 0,085 г мелкодисперсных частиц.

10. Состав, состояние и свойства донных отложений зарастающих водных объектов имеют ярко выраженную гетерогенность, определяемую сложным взаимодействием разных механизмов формирования грунтов, ведущая роль в которых, ввиду слабого водообмена, принадлежит видовым, экологическим и морфологическим особенностям ВВР, создающим особую среду, регулирующую гидродинамическую активность водных масс, закрепление грунтов, перехват и удержание грунтообразующего материала из ВВР и других аллювиальных частиц.

11. В зарастающих водных объектах присутствие ВВР оказывает множественное разнонаправленное влияние, как на распределение концентраций металлов в донных отложениях, так и на процессы переноса на границе донные отложения - водные массы. Основными прямыми и опосредованными процессами, влияющими на распределение тяжелых металлов в донных отложениях зарастающих зон являются:

а) Низкий уровень гидродинамической активности водных масс, обусловленный надземными частями ВВР и их морфологическими особенностями, способствующий накоплению органического вещества и мелкодисперсных частиц, а также препятствующий выносу растворенных и взвешенных форм металлов.

б) Препятствие корневой системы ВВР размыву и взмучиванию донных отложений, в результате чего не происходит раскрытие порового пространства грунтов и выход поровых вод.

в) Выполнение ВВР множественных функций фиторемедиации. Например, существенные различия в уровне накопления металлов (по концентрации и в связи с продуцируемой биомассой) разными видами ВВР, а также их надземными и подземными частями, с последующим удержанием и переносом после окончания периода вегетации, делают фитоэкстракцию одним из определяющих факторов миграции металлов в водном объекте.

г) Посредством изменения газо- и теплообмена с атмосферой, процессов фотосинтеза, транспорта кислорода внутри растений и накопления органического вещества, влияние ВВР и продуктов ее жизнедеятельности на рН среды, редокс условия, насыщение донных отложений кислородом, а, следовательно, на условия сорбции и ремобилизации тяжелых металлов. Дополнительным условием является глубина произрастания тех или иных видов.

д) Средообразующая роль ВВР для жизнедеятельности макро- и микроорганизмов, участвующих в процессах биосорбции, продукционно-деструкционных процессах и процессах изменения состояния среды (биотурбация, окислительно-восстановительные процессы).

е) Сезонные изменения условий накопления и мобильности тяжелых металлов, вызванные сезонностью развития ВВР и связанные с этим процессы накопления, разложения и выноса органического вещества, а также окислительно-восстановительные условия. Кроме того, на все перечисленные процессы накладываются условия внешней среды: климатические особенности территории и уровень антропогенной нагрузки, проявляющийся в уровне загрязнения донных отложений и множественных причинах деградации ВВР.

12. Основная роль ВВР состоит не в прижизненном поглощении металлов, хотя она тоже важна, а в создании биомассы (органического вещества) и, после отмирания надземных частей макрофитов, удержании ее в донных отложениях, тем самым создавая условия накопления металлов. Для многих металлов существуют устойчивые линейные или логарифмические зависимости между их концентрацией в донных отложениях и уровнем накопления органического вещества. В зонах устойчивой седиментации наблюдаются повышенные концентрации тяжелых металлов и происходит их депонирование, следствием чего могут быть локальные геохимические аномалии. Этому способствует накопление тяжелых металлов растениями-концентраторами и образование отложений из их растительного опада. Более высокие концентрации большинства металлов обнаруживаются в донных отложениях в зоне корней и корневищ ВВР, по сравнению с грунтами за пределами ризосферы.

13. Макрофиты выполняют важную барьерную водоохранную роль в предотвращении загрязнения водных объектов микрочастицами природного и антропогенного происхождения. Проведенные автором натурные и лабораторные эксперименты показывают, что существует целый ряд механизмов, под действием которых плавающие на поверхности воды,

перемещающиеся в ее толще или влекаемые (перекачиваемые, сальтирующие) частицы оказываются задержанными в зарастающих зонах: 1) в результате создания дополнительных гидравлических сопротивлений происходит снижение скорости движения воды, транспортирующей способности потока и интенсивности турбулентного перемешивания, что приводит к осаждению твердых частиц; 2) возникновение в тыльной части растений водоворотных зон, что приводит к захвату микрочастиц, увеличению времени их нахождения непосредственно у растений и вероятности адгезии и агрегации; 3) снижение скорости ветра у поверхности воды, в результате чего снижается гидродинамическая активность водных масс; 4) гашение ветро-волновых явлений, приводящих к взмучиванию осевших частиц; 5) гашение кинетической энергии дождевых капель и снижение вероятности их прямого воздействия на плавающие и уже задержанные микрочастицы; 6) механическое задержание частиц неровностями в структуре растений; 7) задержание частиц сито-подобными структурами из переплетений стеблей и листьев растений одного или нескольких видов; 8) создание макрофитами на дне, поверхности и в толще воды объемной массы растительного опада с пористой структурой; 9) задержание микрочастиц в результате адгезии поверхностей ВВР и частиц; 10) прикрепление частиц к липким поверхностям перифитона, покрывающего листья и стебли ВВР; 11) прилипание частиц к растениям и друг к другу в результате взаимодействия электрических полей; 12) агрегация свободноплавающих частиц с уже прикрепленными к растениям. Роль и интенсивность действия приведенных механизмов в каждом конкретном случае зависит от видового состава ВВР, густоты ее произрастания, сезона года, условий развития, гидрологических и гидродинамических особенностей водного объекта, размеров и происхождения частиц.

14. Хотя пластиковые микрочастицы объединены общим названием микропластик, их свойства, поведение в окружающей среде и конечная судьба чрезвычайно различны, что определяется, как самой полимерной матрицей, так и множеством добавок и наполнителей, а также условиями и временем пребывания в окружающей среде. Основными свойствами микрочастиц из синтетических полимерных материалов, отличающих их от других микрочастиц антропогенного происхождения, которые встречаются в континентальных водных объектах, являются:

а) Стойкость к деградации и отсутствие стойкости к УФ-излучению, если в состав материала происхождения не были введены УФ-стабилизирующие добавки.

б) Часть микрочастиц из синтетических полимерных материалов была произведена как микропластик.

в) Если микрочастицы природного происхождения и непластиковые антропогенные частицы обычно имеют округлую форму или форму близкую к кубической, то есть примерно одинаковый размер в трех измерениях, то частицы микропластика могут иметь переменную нерегулярную форму, включая эллипсоиды, палочки, ленты и нити, могут быть в виде одинаковых цилиндроподобных микрогранул, разноразмерных сфер или их фрагментов, микропластин и микропленок. Новые фрагменты жестких пластиков, как правило, имеют острые края.

г) Низкая плотность частиц из полимерных материалов массового производства, которая сравнима только с частицами растительного происхождения, способствует их интенсивному переносу воздушными и водными потоками и распространению на обширных территориях вдали от источников происхождения.

д) Среди всех, встречающихся в водных объектах микрочастиц, только микропластик способен одновременно плавать на поверхности воды, находиться в ее толще, концентрируясь на разных глубинах, находиться на дне, смешиваясь с другими минеральными, органическими и антропогенными частицами, или перемещаться в вертикальной плоскости, то опускаясь на дно, то всплывая на поверхность воды. Такое поведение связано, прежде всего, с плотностью полимерных материалов, близкой к плотности воды, в результате чего, пороговые значения характеристик плавучести под действием множественных гидроэкологических процессов могут быть легко преодолены в ту или другую сторону.

е) Плотность пластиковых частиц может измениться во время пребывания в водной среде из-за процессов деградации и флокуляции.

ж) Как и другие микрочастицы органического происхождения, микропластик способен не только переносить широкий спектр загрязнителей, но также длительное время их удерживать, ввиду высоких сорбционных свойств самих пластиковых материалов, которые значительно выше, чем у частиц природного происхождения.

15. Выполненные нами натурные эксперименты позволяют сделать принципиальные выводы, что даже после формирования микрочастиц при разрушении предметов из синтетических полимерных материалов, находящихся в прибрежной зоне, для попадания этих частиц с суши в водные объекты необходимо несколько месяцев (фрагменты пенополистирола, микроволокна), для фрагментов в виде пленок и пластин разной формы необходимо более полугода, а для тяжелых частиц из полимерных материалов высокой плотности, таких как поливинилхлорид и органическое стекло - несколько лет.

16. Для минимизации влияния микропластика на естественные биогеохимические процессы в пресноводных экосистемах и снижения вероятности транспорта пластиковых

микрочастиц в морские экосистемы, предложено использовать барьерную роль ВВР. Эксперименты для 14 видов ВВР: воздушно-водной, погруженной и с плавающими по поверхности воды листьями при проективном покрытии растений 50 и 100 % показали, что для плавающих частиц (микропленок и фрагментов) из полиэтилена высокой плотности, которые составляют более 50 % обнаруживаемых в водных объектах частиц, степень перехвата макрофитами колеблется в пределах от 22 % (рдест пронзеннолистный) до 76 % (роголистник темно-зеленый) при проективном покрытии растительностью акватории 50 % и от 31 % (манник большой) до 100 % (кувшинка чисто-белая, кубышка желтая, чилим) при проективном покрытии 100 %.

17. При проективном покрытии прибрежных зарослей 50 %, для половины исследованных видов ВВР достаточно ширины зарослей 3-4 м для перехвата более 90 % плавающих пластиковых микрочастиц. Для рогоза узколистного, при таком проективном покрытии, эта ширина уменьшается до 2 м, и только для рдестов пронзеннолистного и тонкого должна составлять 8-10 м. Наличие даже узкой полосы около 1 м шириной сплошных зарослей из растений с плавающими на поверхности воды листьями, что в естественных водных объектах встречается нередко, позволяет перехватывать практически все плавающие пластиковые микрочастицы. Для остальных же видов ВВР, сгущение зарослей до проективного покрытия 100 % показывает, что более чем для $\frac{3}{4}$ исследованных видов, сплошные заросли шириной 3-4 м позволяют перехватывать более 90 % плавающих пластиковых микрочастиц. Только для трех видов ВВР при таком проективном покрытии (манник, аир и рогоз) для достижения этого показателя необходима вдвое большая ширина зарослей.

18. Разработаны гидроэкологические критерии для определения вариантов хозяйственного использования и реконструкции, зарастающих водных объектов. Составлен перечень мероприятий по улучшению экологического состояния таких водных объектов при различных целях их хозяйственного использования.

19. На основе обобщения опыта реконструкции зарастающих и заболачивающихся мелководий разработаны оптимальные технологические схемы проведения работ с учетом экологических требований. Показано, что эффективность мероприятий по реконструкции и улучшению экологического состояния зарастающих мелководий зависит от созданных в результате инженерных мероприятий условий для гидродинамической активности водных масс и водообмена в зарастающих зонах.

20. Разработана типовая структура и методика мониторинга зарастающих водных объектов с учетом особенностей пространственно-временной изменчивости показателей компонент природной среды, характера и интенсивности антропогенных воздействий.

Установлены лимитирующие факторы, сезоны и показатели для благополучного экологического состояния зарастающих мелководий водохранилищ в естественных условиях, во время производства работ по их реконструкции и обустройству и после завершения этих работ.

СПИСОК УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

- A - общая площадь водного зеркала
 A_p - часть акватории, покрытая ВВР
 a - расстояние между растениями
 C - коэффициент Шези
 C_D - коэффициент лобового сопротивления
 C_d - коэффициент сопротивления обтекания растений
 C_f - коэффициент трения
 D - наибольшая ширина острова в плоскости, перпендикулярной движению воды
 d - диаметр или средний размер частиц грунта
 \bar{d} - средний диаметр растений
 F - плотность распределения объемных сил
 F_k - сила Кориолиса
 F_p - сила сопротивления ВВР
 $F_{тр}$ - сила трения на твердой границе
 Fr - число Фруда
 f - параметр Кориолиса
 G - сила тяжести воды
 g - ускорение свободного падения
 H - энтропия распределения реальной совокупности
 h - средняя глубина потока воды
 h_i - средняя глубина воды на i -том участке с однородными гидравлическими сопротивлениями
 h_p - высота затопленной части растений
 J - сила инерции
 K_1 - коэффициент густоты растительного покрова
 K_2 - коэффициент видовой неоднородности растительного покрова
 K_3 - коэффициент, учитывающий уменьшение общего сопротивления отдельных растений в результате образования водоворотных зон
 L_1, L_2, L_3 - относительные координаты в естественной системе координат
 Δm - масса элементарного объема
 N - общее число узлов сеточной области

- N_p - количество растений на единице площади
- N_{50} - число растений на одном метре ширины потока при проективном покрытии 50 %
- n - коэффициент шероховатости
- n_0 - коэффициент шероховатости дна
- n_p - коэффициент суммарной шероховатости ВВР и дна
- n_i - коэффициент шероховатости на i -том участке с однородными гидравлическими сопротивлениями
- P - сила гидродинамического давления
- P_i - проективное покрытие
- R - гидравлический радиус; реактивная сила, возникающая в результате обтекания островов
- R_y – показатель условной избыточности
- Re – число Рейнольдса
- S - площадь миделевого сечения острова в плоскости, перпендикулярной движению воды
- S_i - площадь участка с однородным растительным покровом
- s – мутность воды
- \vec{T} - вектор напряжения
- T_B - сила ветрового воздействия
- $T_{вт}$ - сила внутреннего трения
- t - время
- \vec{U} - вектор скорости воды
- u - проекция вектора скорости на ось OX
- \bar{u} - осредненная по глубине компонента скорости в проекции на ось OX
- $u_{пр}$ - скорость противотечения за островом
- U_n, U_τ - нормальная и тангенциальная скорость на границе области
- ΔV - элементарный объем
- v - проекция вектора скорости на ось OY
- \bar{v} - осредненная по глубине компонента скорости в проекции на ось OY
- $V_{срыв}$ - срывающая средняя скорость
- u_Δ - скорости течения у дна
- $u_{\Delta срыв}$ - критическое значение срывающей скорости течения у дна, при которых происходит массовое взвешивание донных частиц определенной крупности
- \vec{W} - вектор скорости ветра

\bar{W}^n - вектор узловых неизвестных

w - проекция вектора скорости на ось OZ

x, y - текущие координаты по соответствующим осям в горизонтальной плоскости

z - отметка уровня свободной поверхности

α - коэффициент Кориолиса

Γ - граница области

γ - удельный вес воды

$\delta u, \delta v, \delta h$ - вариации компонент скорости и глубины

θ - коэффициент трения ветра

ρ_a, ρ - соответственно плотность атмосферы и воды

τ - донное касательное напряжение

$\bar{\tau}, \tau_x, \tau_y$ - вектор напряжения трения ветра и его проекции на координатные оси

ζ - географическая широта места

χ - смоченный периметр

ψ - базисная функция

Ω - угловая скорость вращения Земли

$\Omega_{e_{ijk}}$ - площадь элемента с координатами узлов i, j, k

Ω^n - сеточная область

ω - площадь живого сечения

$\omega_{i,b}$ - средняя площадь миделевого сечения затопленной части растений i -того вида

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Авакян, А.Б. О классификации мелководий водохранилищ / А.Б.Авакян, Г.В.Погорельцева, В.А.Шарапов // Тез. докл. к совещанию по комплексному использованию мелководий водохранилищ в народном хозяйстве. - М., 1970. - С.28-30.

Авакян, А.Б. Роль водной и прибрежно-водной растительности в формировании качества воды в водных объектах / А.Б.Авакян, Е.В.Веницианов, В.М.Хромов // Водные ресурсы. - 1993. - Т.20, N5. - С.669-670.

Агрохимические методы исследования почв. - М.: Наука, 1965. - 436 с.

Алахвердиев, Ф.Д. Фитоиндикация ранних стадий засоления в тростниковых плавнях Кизлярского залива / Ф.Д.Алахвердиев // Экология. - 1987. - N6. - С.67-68.

Алексеев, В.Р. Влияние растительности на развитие наледных явлений / В.Р.Алексеев // Материалы гляциологических исследований. - 1991. - N73. - С.79-87.

Альтшуль, А.Д. Гидравлические сопротивления при фильтрации воды в растительном слое почвы / А.Д.Альтшуль, Т.Нгуен // Метеорология и гидрология. - 1973. - N12. - С.77-84.

Амелина, С.С. О гидравлическом сопротивлении русел с заросшими поймами / С.С.Амелина // Вестник ВНИИДЖ. - 1969. - N8. - С.39-40.

Аникеев, В.В. Короткопериодные геохимические процессы и загрязнение океана / В.В.Аникеев. - М.: Наука, 1987. - 193 с.

Антропогенное воздействие на малые озера. - Л.: Наука, 1980. - 174 с.

Аппель, М.В. Учет сопротивлений при расчете плана течений / М.В.Аппель // Комплексное исследование водохранилищ. - 1978. - N4. - С. 67-73.

Аринушкина, Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В.Аринушкина. - М.: Изд-во. МГУ, 1970. - 487 с.

Арманд, А.Д. Самоорганизация и саморегулирование географических систем / А.Д.Арманд. - М.: Наука, 1988. - 264 с.

Арсеньев, С.А. О влиянии ветра на течения в устьях рек / С.А.Арсеньев, Н.К.Шелковников // Океанология. - 1984. - Т.24, N2. - С.263-269.

Базарова, Б.Б. Пространственное распределение *Elodea canadensis* Michx. (Hydrocharitaceae) в Чивыркуйском заливе оз. Байкал / Б.Б.Базарова, Н.М.Пронин // Биология внутренних вод. - 2007. - N2. - С.50-54.

Байдин, С.С. Стадийность развития устьевой области реки / С.С.Байдин // Тр. ГОИН. - 1971. - Вып.104. - С.5-30.

Баклановская, В.Ф. О краевых задачах для системы уравнений Сен-Венана на плоскости / В.Ф.Баклановская, Б.В.Пальцев, И.И.Чечель // Журнал вычислительной математики и математической физики. - 1979. - Т.19, №3. - С.708-725.

Бармин, А.Н. Экотонные биоценозы дельты реки Волги в условиях глобального изменения климата / А.Н.Бармин, М.М.Полин // Изменения состояния окружающей среды в странах содружества в условиях текущего изменения климата. - М.: Медиа-ПРЕСС, 2008. - С.176-183.

Барышников, Н.Б. Морфология, гидрология и гидравлика пойм / Н.Б.Барышников.- Л.: Гидрометеиздат, 1984. - 280 с.

Белевич, Е.Ф. Колебания уровня Каспийского моря и формирование дельты р. Волги / Е.Ф.Белевич // Тр. Астраханского гос. заповедника. - 1958. - Вып.4. - С.6-34.

Белкина, Н.А. Поступление фосфора из донных отложений Иваньковского водохранилища в составе взвешенного вещества / Н.А.Белкина, В.Д.Казмирук, М.С.Потахин // Озера Евразии: проблемы и пути их решения, Ч.2. - Казань: Издательство АН РТ, 2019. - С.33-38.

Белоконь, В.Н. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях Днепра / В.Н.Белоконь, Е.П.Нахшина // Гидробиологический журнал. - 1990. - Т.26. - С.83-89.

Беновицкий, Э.Л. Вывод расчетных зависимостей для коэффициента шероховатости частично заросших русел / Э.Л.Беновицкий // Водные ресурсы. - 1988. - №1. - С.68-74.

Бердыев, Б.Б. Фитоиндикация процессов дифференциации экологических условий на обсыхающих участках дна Каспийского и Аральского морей / Б.Б.Бердыев // Экология. - 1976. - №6. - С.46-49.

Бессеребренников, Н.К. Борьба с зарастанием зарегулированных водоприемников и каналов Полесья: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 05.14.09 / Бессеребренников Николай Константинович. - Минск, 1958а. - 24 с.

Бессеребренников, Н.К. О некоторых закономерностях движения воды в заросших руслах проводящих каналов осушительных систем / Н.К.Бессеребренников // Докл. академии наук БССР. - 1958б. - Т.11, №1. - С.30-34.

Богословский, Б.Б. Озероведение / Б.Б.Богословский. - М.: Изд-во МГУ, 1960. - 335 с.

Борисова, Г.Г. Использование гидрофитов для биоиндикации и фиторемедиации загрязненных водных объектов / Г.Г.Борисова, Н.В.Чукина, М.Г.Малева // Водное хозяйство России. - 2006. - №2. - С.30-40.

Боровков, В.С. Русловые процессы и динамика речных потоков на урбанизированных территориях / В.С.Боровков. - Л.: Гидрометеиздат, 1989. - 286 с.

Бреховских, В.Ф. О накоплении тяжелых металлов в донных отложениях Иваньковского водохранилища / В.Ф.Бреховских, З.В.Волкова // Мелиорация и водное хозяйство. - 1998. - №3. - С.14-16.

Бреховских, В.Ф. Тяжелые металлы в донных отложениях верхней и нижней Волги / В.Ф.Бреховских, З.В.Волкова, Д.Н.Катунин, В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук, Е.В.Островская // Водные ресурсы. - Т.29, №5. - 2002. - С.587-595.

Бреховских, В.Ф. Микроэлементы в воде, взвеси и донных отложениях волжского каскада и Нижней Волги / В.Ф.Бреховских, З.В.Волкова, А.Г.Кочарян // Водные ресурсы Волги: настоящее, будущее, проблемы управления. - Астрахань: ИД «Астраханский университет», 2008. - С. 41-46.

Бреховских, В.Ф. Биота в процессах массопереноса в водных объектах / В.Ф.Бреховских, В.Д.Казмирук, Г.Н.Вишневская. - М.: Наука, 2008. - 316 с.

Бреховских В.Ф., Казмирук Т.Н., Казмирук В.Д. Донные отложения Иваньковского водохранилища: Состояние, состав, свойства. - М.: Наука, 2006. - 176 с.

Буторин, Н.В. Донные отложения верхневолжских водохранилищ / Н.В.Буторин, Н.А.Зиминова, В.П.Курдин. - Л.: Наука, 1975. - 159 с.

Бухарицин, П.И. Исследование причин возникновения зон с гипоксией в районах устьевого взморья дельты Волги / П.И.Бухарицин // Мелиорация малых водотоков, нерестилищ дельты р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы (Структура экологического проекта "Чистые берега - чистая река"). - Астрахань: ЦНТЭП, 2007. - С.292-293.

Бяллович, Ю.П. Влияние древесной и кустарниковой растительности на волнение и абразию в условиях крупных водохранилищ / Ю.П.Бяллович // Изв. АН УССР, Серия географическая. - 1955. - №3. - С.45-67.

Варенко, Н.І. Про нагромадження мікроелементів (Mn, Zn, Cu, Co) деякими водними рослинами Дніпродзержинського та Запорізького водоймищ / Н.І.Варенко, І.П.Люб'янов // Український ботанічний журнал. - 1973. - Т.30, №2. - С.165-170.

Варшал, П.И. К методологии прогноза состояния ионов металлов в поверхностных водах / П.И.Варшал // Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния. - Л.: Гидрометеиздат. - 1979. - С.3-9.

Васильченко, Г.В. Моделирование гидравлических сопротивлений пойменного потока равнинных рек / Г.В.Васильченко // Мелиорация и водное хозяйство. - 1980. - Вып.50. - С.27-32.

Веницианов, Е. В. Тяжёлые металлы в природных водах / Е.В.Веницианов, А.Г.Кочарян // Воды суши: проблемы и решения. - М.: ИВП РАН, 1994. - С.299-326.

Водно-болотные угодья России. Т.1. Водно-болотные угодья международного значения. - М.: Wetlands International Publication No 47, 1998. - 256 с.

Водно-болотные угодья России. Т.3. Водно-болотные угодья, внесенные в Перспективный список Рамсарской конвенции. - М.: Wetlands International Global Series No 3, 2000. - 490 с.

Водно-болотные угодья России. Т.4. Водно-болотные угодья Северо-Востока России. - М.: Wetlands International Global Series, 2001. - 296 с.

Возбуцкая, А.Е. Химия почвы / А.Е.Возбуцкая. - М.: Высшая школа, 1968. - 427 с.

Волга и ее жизнь. - Л.: Наука, 1978. - 348 с.

Волков, П.А. Волногасящие способности прибрежных зарослей водной растительности / П.А.Волков // Речной транспорт. - 1957. - N10. - С.30-32.

Волкова, Е.Н. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского Полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем / Е.Н.Волкова, В.В.Беляев, З.О.Широкая, В.Г.Кленус, А.Е.Каглян, И.М.Кузьменко, Т.П.Притыка, В.А.Карапиш // Гидробиологический журнал. - 2000. - Т.36, N4. - С.50-65.

Волкова, Л.А. Высшая водная растительность озер системы Канентьявр-Колгиявр / Л.А.Волкова // Докл. отделений и комиссий Географического общества СССР. - 1968. - Вып.9. - С.77-84.

Воронин, С.Т. Вариационный метод определения коэффициента шероховатости открытого русла / С.Т.Воронин, В.К.Толстых // Тр. Гидрометцентра СССР. - 1986. - Вып.283. - С. 54-59.

Вольцингер, Н.К. Теория мелкой воды / Н.К.Вольцингер, Р.В.Пясковский. - Л.: Гидрометеиздат, 1977. - 207 с.

Гайгалис, К. Заращение малых водохранилищ Средне-Литовской низменности и борьба с ним / К.Гайгалис, И.Гайжаускене, П.Милюс // Проблемы рационального использования водных ресурсов малых рек. - Казань, 1981. - С.162-163.

Гайжаускене, И. Видовой состав, распределение и биомасса растительности водохранилищ осушительно-увлажнительных систем Среднелитовской низменности / И.Гайжаускене // Тр. III гидробиологической конф. Литовского гидробиологического общества. - Вильнюс, 1982. - С.89-94.

Гидрология суши (общая гидрология). - Л.: Гидрометеиздат, 1984. - 364 с.

Головатюк, А.С. Экспериментальные исследования гидравлических сопротивлений надводной болотной растительности / А.С.Головатюк // Метеорология, климатология и гидрология. - 1985. - Вып.21. - С.32-35.

Головатюк, А.С. Обтекание растительных преград / А.С.Головатюк, Ю.Н.Соколов // Тр. Зап.-Сиб. регион. н.-и. гидрометеорол. ин-та. - 1988. - №87. С.152-156.

Головатюк, А.С. Некоторые результаты экспериментальных исследований гидравлических сопротивлений в зарастаемых руслах / А.С.Головатюк, В.И.Никора. - К., 1984. - 8 с. - Деп. в УкрНИИТИ 28.04.84, №1090 УК-84.

Головацкая, Е.А. Влияние ландшафтных и гидрометеорологических условий на эмиссию CO₂ в троболотных экосистемах / Е.А.Головацкая, Е.А.Дюкарев, И.И.Ипполитов, М.В.Кабанов // Докл. РАН. - 2008. - Т.418, №4. - С.539-542.

Голубева, И.Д. Растительность островов и мелководий Куйбышевского водохранилища, Ч.II. / И.Д.Голубева, В.Г.Папченко, Т.Л.Шпак. - Казань: Изд-во Казанского ин-та биологии КНЦ АН СССР, 1990. - 128 с.

Гончаров, В.Н. Динамика русловых потоков / В.Н.Гончаров. - Л.: Гидрометеиздат, 1962. - 374 с.

Горбач, Т.Н. Структура потока и возможности ее фитоиндикации на зарастающем мелководье / Т.Н.Горбач, В.Д.Казмирук // Актуальные проблемы современной лимнологии: Тез. докл. 1 Всесоюз. конф. - Л., 1988. - С.17-18.

Горшков, С.П. О загрязнении тяжёлыми металлами озёр Мичиган, Эри и Онтарио / С.П.Горшков, Т.И.Кондратова // Водные ресурсы. - 1980. - №1. - С.45.

Гришин, Н.Н. Подспутниковые наблюдения для дешифрирования стоковых течений Волги / Н.Н.Гришин, Г.Ф.Красножон // Гидрофизика Северного Каспия. - М.: Наука, 1985. - С.148-152.

Грушко, Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах / Я.М.Грушко. - Л.: Химия, 1979. - 161 с.

Гудков, Д.И. Водные экосистемы Чернобыльской зоны отчуждения: динамика радионуклидного загрязнения и дозовые нагрузки на гидробионтов / Д.И.Гудков, М.П.Кузьменко, С.И.Киреев, А.Б.Назаров // Радиоэкология Чернобыльской зоны. – Славутич, 2006. - С.74-77.

Гурьенова, Е.Ф. К вопросу о принципах классификации континентальных водоемов и типологии пойменных озер / Е.Ф.Гурьенова // Тр. Юбилейной науч. сессии ЛГУ. - 1946. - С.25-39.

Даденков, Ю.Н. Гидротехнические расчеты / Ю.Н.Даденков, П.Е.Зубрий - К.: Гостехиздат Украины, 1951. - 279 с.

Даирова, Д.С. Хирономидофауна водотоков бассейна нижней Волги / Д.С.Даирова // Вестн. Волжского ун-та. Сер. Экология. - 2006. - №6. - С.44-54.

Данилов-Данильян, В.И. Об устойчивости экосистем / В.И.Данилов-Данильян // Экосистемы: экология и динамика. - 2018. - Т.2, N1. - С.5-12.

Данилов-Данильян, В.И. Глобальные климатические изменения и водные проблемы России и мира / В.И.Данилов-Данильян // Век глобализации. - 2020. - N4. - С.65-78.

Данилов-Данильян, В.И. Некоторые проблемы снижения загрязнения водных объектов от диффузных источников / В.И.Данилов-Данильян, Е.В.Веницианов, С.Д.Беляев // Водные ресурсы. - 2020а. - Т.47, N5. - С.493-502.

Данилов-Данильян, В.И. Проблема снижения диффузного загрязнения водных объектов и повышение эффективности водоохраных программ / В.И.Данилов-Данильян, В.О.Полянин, Т.Б.Фашевская, Н.В.Кирпичникова, М.А.Козлова, Е.В.Веницианов // Водные ресурсы. - 2020б. - Т.47, N5. - С.503-514.

Дацко, В.Г. О содержании некоторых микроэлементов (тяжёлых металлов) в водах и илах Веселовского водохранилища / В.Г.Дацко, В.Н.Краснов // Гидрохимические материалы. - 1964. - Т.38. - С.38-45.

Денисенков, В.П. Основы болотоведения / В.П.Денисенков. - СПб.: Изд-во С.-Петербургского ун-та, 2000. - 224 с.

Денисова, А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А.И.Денисова.- К.: Наукова думка, 1979. - 290 с.

Денисова, А.И. К методике составления баланса органических и биогенных веществ в водохранилищах / А.И.Денисова, Н.К.Паламарчук // Круговорот вещества и энергии в водоемах: Гидрохимия и качество воды. - Лиственничное-на-Байкале, 1977. - С.7-12.

Денисова, И.А. Особенности развития высшей водной растительности в озерах с различным уровнем трофии / И.А.Денисова // Изменение структуры экосистем озер в условиях возрастающей биогенной нагрузки. - Л., 1988. - С.119-132.

Дмитриев, А.Ф. Гидравлический коэффициент сопротивления заросших русел / А.Ф.Дмитриев // Гидравлика и гидротехника. - 1974. - N18. С. - 93-98.

Дмитриева, Н.Г. Роль макрофитов в превращении фосфора в воде / Н.Г.Дмитриева, Л.О.Эйнон // Водные ресурсы. - 1985. - N5. - С.101-110.

Добровольская, З.Н. Расчет течений в Онежском озере с учетом антропогенного воздействия / З.Н.Добровольская, П.П.Корявов, А.И.Симонов // Водные ресурсы. - 1981. - N3. - С.100-104.

Доброхотова, К.В. Ассоциации высших водных растений как фактор роста дельты Волги / К.В.Доброхотова // Тр. Астраханского гос. заповедника. - 1940. - Вып.3. С.13-78.

Довбня, И.В. Значение гидрофильной растительности волжских водохранилищ в круговороте веществ / И.В.Довбня // Флора и растительность водоемов Верхней Волги: тр. Ин-та биологии внутренних вод АН СССР. - Вып.42(45). - Рыбинск, 1979. - С.155-167.

Довбня, И.В. Продукция высшей растительности волжских водохранилищ / И.В.Довбня // Тр. Ин-та биологии внутренних вод АН СССР. - Вып.48(51). - Л.: Гидрометеиздат, 1983. - С.71-84.

Дубов, А.С. Турбулентность в растительном покрове / А.С.Дубов, Л.П.Быкова, С.В.Марунич. - Л.: Гидрометеиздат, 1978. - 182 с.

Еськов, Б.Г. Водно-физические свойства донных отложений Черного моря, водохранилищ и стариц в бассейне Днепра / Б.Г.Еськов, А.Ю.Митропольский. - К.: Ин-т геол. наук АН УССР, 1978. - 64 с.

Жадин, В.И. Реки, озера и водохранилища СССР, их фауна и флора / В.И.Жадин, С.В.Герд. - М.: Учпедгиз, 1961. - 599 с.

Железняков, Г.В. Точность гидрологических измерений и расчетов / Г.В.Железняков, Б.Б.Данилевич. - Л.: Гидрометеиздат, 1966. - 240 с.

Законнов, В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Волги / В.В.Законнов // Органическое вещество донных отложений волжских водохранилищ: тр. Ин-та биологии внутренних вод РАН. - Вып.66(69). - СПб.: Гидрометеиздат, 1993. - С.3-16.

Законнов, В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ / В.В.Законнов // Водные ресурсы. - 1995. - Т.22, №3. - С.362-371.

Законнов, В.В. Пространственно-временная трансформация грунтового комплекса водохранилищ Волги. Сообщение 5. Донные отложения и качество воды Иваньковского водохранилища / В.В.Законнов, И.Л.Григорьева, А.В.Законнова // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. - 2018. - №3. - С. 35-48.

Зверев, В.П. Энергетика гидрохимических процессов седиментогенеза / В.П.Зверев. - М.: Недра, 1983. - 134 с.

Зенин, А.А. Гидрохимический словарь / А.А.Зенин, Н.В.Белюсова. - Л.: Гидрометеиздат, 1988. - 240 с.

Зырянов, В.Н. К проблеме расчета течений в водохранилищах и озерах / В.Н.Зырянов, А.П.Фролов // Водные проблемы на рубеже веков. - М.: Наука, 1999. - С. 125-140.

Иваненко, С.А. Использование метода конечных элементов для моделирования движения воды в водоеме сложной формы / С.А.Иваненко, П.П.Корявов. - М.: ВЦ АН СССР, 1983. - 38 с.

Иванова, И.Ю. Радиоэкологические исследования макрофитов Каневского водохранилища после аварии на Чернобыльской АЭС / И.Ю.Иванова, И.В.Паньков З.О.Широкая, Е.Н.Волкова, Т.П.Притыка, В.А.Карапиш // Гидробиологический журнал. - 2000. - Т.36, N5. - С.78-85.

Идельчик И.Е. Справочник по гидравлическим сопротивлениям. - М.: Машиностроение, 1975. - 265 с.

Изард, У. Методы регионального анализа: введение в науку о регионах / У.Изард. - М.: Прогресс, 1966. - 659 с.

Изотов, А.А. Использование высших водных растений как индикаторов состояния окружающей среды: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Изотов Андрей Александрович. - Калуга, 2003. - 116 с.

Инструкция по разведке торфяных месторождений. - М.: Мингео РСФСР, 1973. - 42 с.

Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А.Кабата-Пендиас, Х.Пендиас. - М.: Мир, 1989. - 437 с.

Казмирук, В.Д. Расчет плана скоростей течения для анализа фоновых деформаций дна отмелого взморья р. Волги / В.Д.Казмирук. - М., 1988. - 43 с. - Деп. в ВИНТИ 02.08.88, №6177-В88.

Казмирук, В.Д. Высшая водная растительность как индикатор динамики водных масс на зарастающем мелководье / В.Д.Казмирук // Вклад молодых ученых и специалистов в решение современных проблем океанологии и гидробиологии: тез. докл. III науч.-техн. конф. - Севастополь, 1988. - С.74.

Казмирук, В.Д. Расчет гидравлических сопротивлений зарастающих водотоков при неоднородной горизонтальной структуре растительного покрова / В.Д.Казмирук. - М., 1989. - 33 с.- Деп. в ВИНТИ 28.09.89, N 6049-В89.

Казмирук, В.Д. Гидравлические сопротивления высшей водной растительности / В.Д.Казмирук // Водные ресурсы. - 1990а, N1. - С.147-154.

Казмирук, В.Д. Формирование и расчет течений устьевого взморья Волги: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Казмирук Василий Данилович. - М., 1990б. - 199 с.

Казмирук, В.Д. О роли мелководий различных типов в формировании качества воды рек и водоемов / В.Д.Казмирук // Материалы междунар. конгресса "Вода: экология и технология", Т.1. - М., 1994. - С.158-163.

Казмирук, В.Д. Общая характеристика и особенности гидрохимического режима мелководий Иваньковского водохранилища / В.Д.Казмирук // Водные ресурсы. - 1999. - Т.26, N3. - С.340-352.

Казмирук, В.Д. Фитоиндикация состояния водных масс и донных отложений при дистанционном мониторинге водных объектов / В.Д.Казмирук // Гидробиотаника-2000: материалы V Всероссийской конф. по водным растениям. - Ярославль: Изд-во Ярославского гос. технического ун-та, 2000. - С.150-151.

Казмирук, В.Д. Общая характеристика основных типов мелководий Иваньковского водохранилища в современных условиях / В.Д.Казмирук // Гидробиологический журнал. - 2001. - Т.37, N1. - С.106-112.

Казмирук, В.Д. О неоднородности полей гидрохимических характеристик и некоторых свойств донных отложений на зарастающих мелководьях Иваньковского водохранилища / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Современные проблемы стохастической гидрологии. - М, 2001. - С.232-233.

Казмирук, В.Д. Зарастающие водотоки и водоемы: Динамические процессы формирования донных отложений / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук, В.Ф.Бреховских. - М.: Наука, 2004. - 310 с.

Казмирук, В.Д. Структура высшей водной растительности как индикатор экологического состояния водных объектов / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. Ч.3. - Борок, 2008. - С.31-35.

Казмирук, В.Д. Средообразующая роль высшей водной растительности в формировании экосистемы зарастающих мелководий водохранилищ / В.Д.Казмирук // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т.II. - Пермь, 2009. - С.289-294.

Казмирук, В.Д. Методы доочистки сточных вод с использованием высшей водной растительности / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Экологический вестник России. - 2010. - N7. - С.32-37

Казмирук, В.Д. Водоохранные сооружения с высшей водной растительностью / В.Д.Казмирук // Роль мелиорации и водного хозяйства в инновационном развитии АПК. - М., 2012. - С.372-380.

Казмирук, В.Д. Фиторемедиация в охране вод от тяжелых металлов / В.Д.Казмирук, А.Г.Кочарян, Т.Н.Казмирук, И.П.Лебедева // Проблемы развития мелиорации и водного хозяйства в России. - Ч.III. - М., 2015. -С.353-358.

Казмирук, В.Д. Фитотехнологии для очистки воды от медицинских препаратов / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Водоочистка. - 2015. - N11-12. - С.30-37.

Казмирук, В.Д. Современные тенденции использования фитотехнологий для очистки и охраны вод / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Теоретическая и прикладная экология. - 2016. - N3. - С.76-81.

Казмирук, В.Д. Экологическая защита городских водных объектов методами фитотехнологий / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Экология урбанизированных территорий. - 2017б. - N2. - С.131-138.

Казмирук, В.Д. Очистка воды методами фитотехнологий / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук // Водоочистка. - 2017а. - N4. - С.71-75.

Казмирук, В.Д. Охрана и очистка вод методами фитотехнологий / В.Д.Казмирук // Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири. Т.V. Планирование, управление и реабилитация ландшафтов. - М., 2018. - С.294-301.

Казмирук, В.Д. Микропластик в окружающей среде: Нарастающая проблема планетарного масштаба / В.Д.Казмирук. - М.: URSS, 2020. - 432 с.

Караушев, А.В. Проблемы динамики естественных водных потоков / А.В.Караушев. - Л.: Гидрометеиздат, 1962. - 392 с.

Караушев А.В. Теория и методы расчета речных наносов. - Л.: Гидрометеиздат, 1977. - 272 с.

Катунин, Д.Н. Мелиорация малых водотоков дельты р. Волги / Д.Н.Катунин, Г.В.Бережнов, С.М.Немошклов. - Астрахань: Изд-во «ЦНТЭП», 2003. - 104 с.

Кашина, Н.Ф. Оптимизация гидробиотического способа очистки сточных вод от ароматических аминов методами математического планирования эксперимента / Н.Ф.Кашина, С.С.Тимофеева, Л.Н.Ежова, О.Кожова // Водные ресурсы. - 1983. - N4. - С.153-160.

Китаев, А.Б. Роль гидродинамических факторов в формировании гидрохимического режима долинных водохранилищ: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 05.14.09 / Китаев Андрей Борисович. - Пермь, 1983. - 23 с.

Кленус, В.Г. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистеми деяких водойм лівобережної заплави ріки Прип'ять / В.Г.Кленус, Л.П.Матвієнко, О.Т.Каглян // Доповіді АН України. - 1994. - N1. - С.118-120.

Коврижных, А.И. Высшие водные растения канала Северский Донец - Донбасс и их роль в формировании качества воды / А.И.Коврижных // Водные ресурсы. - 1988, N4. - С.170-178.

Коган, Ш.И. Влияние гидрологических факторов на зарастание Хаузканского водохранилища / Ш.И.Коган, М.А.Кемжаев // Гидробиологический журнал - 1982. - Т.18, N5. - С.40-45.

Кожевников, Г.П. Общая характеристика мелководной зоны Горьковского водохранилища / Г.П.Кожевников // Изв. ГосНИОРХ. - 1974. - Т.89. - С.14-20.

Кокин, К.А. О роли погруженных макрофитов реки Москвы в самоочищении воды: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / Кокин Константин Андреевич. - М., 1963. - 21 с.

Кокин, К.А. Экология высших водных растений / К.А.Кокин. - М.: Изд-во Московского ун-та, 1982. - 129 с.

Коломийцев, Н.В. Исследования загрязнённости донных отложений как основа мониторинга состояния водотоков / Н.В.Коломийцев, В.Е.Райнин, Г.Мюллер // Мелиорация и водное хозяйство. - 2001. - N3. - С.11-15.

Коновалов, И.М. Новая теория турбулентных струй и некоторые ее приложения в гидротехнике / И.М.Коновалов, В.В.Баланин, В.М.Селезнев // Тр. ЛИВТ. - 1960. - Вып.36. - С.67-82.

Коннор, Дж. Метод конечных элементов в механике жидкости / Дж.Коннор, К.Бреббиа. - Л.: Судостроение, 1979. - 263 с.

Корелякова, И.Л. Химический состав высшей водной растительности Киевского водохранилища / И.Л.Корелякова // Гидробиологический журнал. - 1970. - Т.6, N5. - С.20-28.

Корень, В.И. Определение морфологических и гидравлических характеристик русла при интегрировании уравнений Сен-Венана / В.И.Корень, А.В.Романов // Метеорология и гидрология. - 1976. - N8. - С. 71-80.

Корнеев, В.А. О расчете шероховатости травяных покрытий мелиоративных каналов / В.А.Корнеев, А.Ф.Дмитриев, В.А.Позднин, П.В.Тришпун // Гидротехника и мелиорация. - 1976. - N3. - С. 67-69.

Корнеев, И.А. Сезонная динамика шероховатости култушной зоны дельты Волги, определяемая высшей водной растительностью / И.А.Корнеев // Докл. МОИП. Зоология и ботаника. - 1984. - С.42-44.

Корнеев, И.А., Гидравлическое сопротивление высшей водной растительности в дельте Волги / И.А.Корнеев, Ю.А.Соколов // Докл. МОИП. Зоология и ботаника. - 1986. - С.66-68.

Корявов, П.П. Численное моделирование течений в больших озерах и морских заливах / П.П.Корявов // Проблемы прикладной математики и информатики. - М., 1987. - С.116-125.

Корсаков, Г.К. Зарастающие водоемы и их использование для ондатроводства / Г.К.Корсаков, А.А.Смиренский. - М.: Изд-во технич. литературы по вопросам заготовок, 1956. - 136 с.

Косов, В.И. Гидроэкология / В.И.Косов, В.Н.Иванов, Р.В.Сухорукова. - Тверь: Изд-во Тверского ГТУ, 1994. - 67 с.

Костин, В.А. Водная растительность водоемов р. Или и оз. Балхаш и ее изменения, связанные с регулированием стока р. Или / В.А.Костин // Первая Всесоюзная конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: тез. докл. - Борок. - 1977. - С.76-78.

Костяев, В.Я. Разрушение фенола в искусственных биоценозах / В.Я.Костяев, Н.А.Лаптева // Тр. Ин-та биологии внутренних вод. - 1972. - Т.14. - С.36-39.

Кравчук, Е.С. Потенциальное влияние зарослей макрофитов на численность акинет синезеленых водорослей в литорали водоема / Е.С.Кравчук, Т.В.Анисимова // Сибирский экологический журнал. - 2012. - Т.19, N4. - С.579-583.

Кравцова, Л.С. Роль фитоценозов водорослей в пространственном распределении макрозообентоса на каменистой литорали оз. Байкал / Л.С.Кравцова, И.В.Механикова, Л.А.Ижболдина // Гидробиологический журнал. - 2007. - Т.43, N5. - С.17-26.

Красножон, Г.Ф. Проблема исследования устьев рек, береговой и шельфовой зоны Северного Каспия с помощью методов космической фотосъемки / Г.Ф.Красножон // Гидрофизика Северного Каспия. - М.: Наука, 1985. - С. 10-24.

Красножон, Г.Ф. Исследование устьев рек, прибрежных зон и дна Северного Каспия с помощью дистанционных методов / Г.Ф.Красножон, С.С.Семенов, И.Г.Суханова // Водные ресурсы. - 1979. - N1. - С.88-96.

Красножон, Г.Ф. Изучение дельты реки Волги с помощью материалов космической фотосъемки / Г.Ф.Красножон, Ю.С. Соколов // Исследование Земли из космоса. - 1984. - N3. - С.27-32.

Кроткевич, П.Г. К вопросу использования водоохранно-очистных свойств тростника обыкновенного / П.Г.Кроткевич // Водные ресурсы. - 1976. - N3. - С.191-197.

Кудрявцев, В.М. Деструкция органического вещества высшей водной растительности в экспериментальных условиях / В.М.Кудрявцев // Гидробиологический журнал. - 1981. - Т.17, N2. - С.58-62.

Кудрявцева, Д.Д. Физико-химические свойства донных (иловых) отложений Волжского отрога Рыбинского водохранилища / Д.Д.Кудрявцева // Тр. биологической станции Борок. - 1950. - Вып.1. - С.97-104.

Курдин, В.П. О классификации и происхождении грунтов водохранилищ / В.П.Курдин // Бюл. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. - 1960, N8-9. - С.57-61.

Курдин, В.П. Грунты Иваньковского водохранилища / В.П.Курдин // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. - 1961. - Вып.4(7). - С.328-346.

Курзо, Б.В. Экологические аспекты трансформации озер при добыче сапропелей / Б.В.Курзо, З.К.Карташевич, В.М.Самойленко // Прикладная лимнология. Вып. 2. - 2000. - С.163-167.

Кучмент, Л.С. Формирование речного стока. Физико-математические модели / Л.С.Кучмент, В.Н.Демидов, Ю.Г.Мотовилов. - М.: Наука, 1983. - 216 с.

Кюнж, Ж.А. Численные методы в задачах речной гидравлики / Ж.А.Кюнж, Ф.М.Холли, А.Вервей. - М.: Энергоатомиздат, 1985. - 256 с.

Лепилова, Т.К. Инструкция для исследования высшей водной растительности / Т.К.Лепилова; под ред. К.М.Дерюгина // Инструкция по биологическим исследованиям вод. - Л.: Изд-во ГГИ, 1934. Ч.1. Раздел А. Вып.5. - 48 с.

Линник, П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н.Линник, Б.И.Набиванец. - Л.: Гидрометеиздат, 1986. - 268 с.

Липатникова, О.А. Экспериментальное исследование и термодинамическое моделирование форм нахождения микроэлементов в донных отложениях Иваньковского водохранилища: дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.09 / Липатникова Ольга Александровна. - М., 2011. - 130 с.

Липатникова, О.А. Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях Иваньковского водохранилища / О.А.Липатникова, Д.В.Гричук, И.Л.Григорьева, А.И.Хасанова, Т.В.Шестакова, А.Ю.Бычков, С.М.Ильина, В.В.Пухов // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. - 2014. - N1. - С. 37-48.

Лисицын, А.П. Потоки осадочного вещества и загрязнений в Мировом океане и методы глобального мониторинга / А.П.Лисицын // Стокгольм, Рио, Йоханнесбург: Вехи кризиса. - М.: Наука, 2004. - Вып.2. - С.133-193.

Лола, М.В. Влияние внесения в почву торфянистых донных отложений искусственного водоема на урожай ячменя и биохимические свойства почвы / М.В.Лола // Агрохимия. - 1984, N6. - С.69-75.

Лопух, П.С. Схема зарастания малых речных водохранилищ Белоруссии / П.С.Лопух // Гидробиологический журнал. - 1989. - Т.25, N2. - С.18-24.

Лудов, В.А. Исследование зарастающих русел с помощью мобильного полевого гидравлического лотка / В.А.Лудов. - М., 1980. - 28 с. - Деп. в МИСИ-ВНИИИС, № 1920.

Лудов, В.А. Исследование гидравлических сопротивлений зарастающих водотоков: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 05.14.09 / Лудов Виктор Алексеевич. - М., 1981. - 23 с.

Лычагина, Н.Ю. Биогеохимия макрофитов дельты Волги / Н.Ю.Лычагина, Н.С.Касимов, М.Ю.Лычагин. - М.: Изд-во МГУ, 1998. - 84 с.

Лютиков, А.В. Тенденция развития каналов отмелей зоны устьевого взморья Волги / А.В.Лютиков // Тр. ГОИН. - 1986. - Вып. 179. - С. 85-90.

Лятхер, В.М. Исследование открытых потоков на напорных моделях / В.М.Лятхер, А.М.Прудовский. - М.: Энергия, 1971. - 286 с.

Лятхер, В.М. Гидравлические характеристики потоков над поверхностью, покрытой травяной растительностью / В.М.Лятхер, И.Н.Гурин // Водные ресурсы. - 1978, N3. - С.159-168.

Ляшенко, Г.Ф. Высшая водная растительность Рыбинского водохранилища: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / Ляшенко Геннадий Федорович. - СПб., 1995. - 24 с.

Магмедов, Г.В. Основные типы водоохраных сооружений, использующих очистные свойства сообществ макрофитов / Г.В.Магмедов // Водные ресурсы. - 1988. - N2. - С.150-156.

Мадалиева, Г.К. Флора и растительность сбросовых водотоков Ташкентского оазиса и их роль в самоочищении вод: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / Мадалиева Галина Камаловна. - Ташкент, 1975. - 31 с.

Маккавеев, В.М. Вопросы структуры осредненного поля скоростей турбулентных водных потоков / В.М.Маккавеев // Тр. ГГИ. - 1950. - Вып.22(76). - С.16-31.

Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. - К.: Наукова думка, 1993. - 434 с.

Марей, А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами / А.Н.Марей. - М.: Атомиздат, 1976. - 224 с.

Мартынова, М.В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ / М.В.Мартынова. - М.: Наука, 1984. - 157 с.

Марчук, Г.И. Динамика океанических приливов / Г.И.Марчук, Б.А.Каган. - Л.: Гидрометеиздат, 1983. - 359 с.

Маслов, Б.С. Комплексная мелиорация: становление и развитие / Б.С.Маслов. - М.: Изд-во РАСХН, 1998. - 280 с.

Матвеев, В.И. Динамика растительности водоемов бассейна Средней Волги / В.И.Матвеев. - Куйбышев: Книжное изд-во, 1990. - 192 с.

Матвеев, В.И. Экология водных растений / В.И.Матвеев, В.В.Соловьева, С.В.Саксонов. - 2-е изд., перераб. и доп. - Самара: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 2005. - 282 с.

Матвиенко, А.Е. Гидравлические сопротивления в открытых руслах при повышенной шероховатости их поверхностей / А.Е.Матвиенко // Водное хозяйство. - 1966. - Вып.5. - С.136-144.

Мелководья Кременчугского водохранилища. - Киев: Наукова думка, 1979. - 280 с.

Мельникова, Г.Л. Основные принципы классификации мелководий / Г.Л.Мельникова // Тез. докл. к совещанию по комплексному использованию мелководий водохранилищ в народном хозяйстве. - М., 1970. - С.31-35.

Мережко, А.И. Эколого-физиологические особенности высшей водной растительности и их роль в формировании качества воды: дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.05 / Мережко Александр Иванович. - М., 1979. - 300 с.

Методы исследования органического вещества в океане / под ред. Е.А.Романкевича // М.: Наука. - 1980. - 343 с.

Мизандронцев, И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоёмов / И.Б.Мизандронцев. - Новосибирск: Наука. Сибирское отделение, 1990. - 173 с.

Микрякова, Т.Ф. Распределение тяжелых металлов в высших водных растениях Угличского водохранилища / Т.Ф.Микрякова // Экология. - 1994, N1. - С.16-21.

Миронова, Н.Я. Условия формирования прибрежной водной растительности в некоторых озерах Калининской области / Н.Я.Миронова // Типология озерного накопления органического вещества. - М.: Наука, 1976. - С.11-34.

Мирцхулава, Ц.Е. Размыв русел и методика оценки их устойчивости / Ц.Е.Мирцхулава. - М.: Колос, 1967. - 179 с.

Михайлов, В.Н., Речные дельты (гидролого-морфологические процессы) / В.Н.Михайлов, М.М.Рогов, А.А.Чистяков. - Л.: Гидрометеиздат, 1986. - 280 с.

Михалев, М.А. Гидравлический расчет потока с водоворотом / М.А.Михалев. - М.: Энергия, 1971. - 140 с.

Моисеенко, Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики / Т.И.Моисеенко. - Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. - 261 с.

Моисеенко, Т.И., Даувальтер В.А., Родюшкин И.В. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоёме (на примере озера Имандра) / Т.И.Моисеенко, В.А.Даувальтер, И.В.Родюшкин. - Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. - 127 с.

Мордухай-Болтовской, Ф.Д. Фауна беспозвоночных прибрежной зоны Рыбинского водохранилища / Ф.Д. Мордухай-Болтовской // Природные ресурсы Молого-Шекснинской низины, Ч.3. - Вологда, 1974. - С. 158-195.

Морозов, Н.В. Применение макрофитов для очищения поверхностных вод от удобрений, смываемых с сельскохозяйственных угодий / Н.В.Морозов // Первая Всесоюзная конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: тез. докл. - Борок, 1977. - С.35-36.

Морозов, Н.В., Телитченко М.М. Ускорение очищения поверхностных вод от нефти и нефтепродуктов внесением в них макрофитов / Н.В.Морозов, М.М.Телитченко // Водные ресурсы. - 1977. - N6. - С.120-129.

Мостков, М.А. О расчетной формуле гидравлических сопротивлений для открытых русел / М.А.Мостков // Гидротехническое строительство. - 1949. - N6. - С. 3-6.

Мур, Дж.В. Тяжёлые металлы в природных водах / Дж.В.Мур, С.Рамамурти. - М.: Мир, 1987. - 285с.

Мингазова, Н.М. Казанские озера / Н.М.Мингазова, Ю.С.Котов. - Казань: Изд-во Казанского ун-та, 1989. - 174 с.

Мингазова, Н.М. Экологическая реабилитация и восстановление озер: принципы, методы, типовые ошибки о достижения / Н.М.Мингазова // Озера Евразии: проблемы и пути их решения, Ч.2. - Казань: Издательство АН РТ, 2019. - С. 116-120.

Нахшина, Е.П. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях Днепра. I. Марганец / Е.П.Нахшина, В.Н.Белоконь // Гидробиологический журнал. - 1990. - Т.26, N1. - С.76-81.

Нгуен, Т. Исследования закономерностей равномерного движения воды в заросших руслах: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 05.14.09 / Нгуен Тай. - М., 1973. - 23 с.

Нгуен, Т. Гидравлические сопротивления русел с высокой шероховатостью: автореф. дис. ... д-ра техн. наук: 05.14.09 / Нгуен Тай. - М., 1984. - 32 с.

Немировская, И.А. Углеводороды в океане (снег-лед-вода-взвесь-донные осадки) / И.А.Немировская // М.: Научный мир. - 2004. - 328 с.

Никаноров, А.М. Тяжелые металлы в организмах ветлендов России / А.М.Никаноров, А.В.Жулидов, В.М.Емец. - Спб.: Гидрометеиздат, 1993. - 292 с.

Ничепоренко, С.Н. Определение коэффициента шероховатости лесокустарников на основе измерения их биометрических параметров / С.Н.Ничепоренко // Материалы науч. конф. по проблемам гидрологии рек зоны БАМ и Дальнего Востока. - Л., 1983. - С.444-449.

Новиков, Б.И. Донные отложения Днепровских водохранилищ / Б.И.Новиков. - К.: Наукова думка, 1985. - 172 с.

Носов, А.В. Оценка толщины обменного слоя донных отложений в замкнутых и слабопроточных водоемах / А.В.Носов // Метеорология и гидрология. - 1985. - N10. - С.23-35.

Нумеров, С.Н. Об одном приближенном способе интегрирования уравнений плановой задачи гидравлики в случае больших сил сопротивления / С.Н.Нумеров // Изв. ВНИИГ. -1951. - Т.44. - С. 23-37.

Одум, Ю. Основы экологии / Ю.Одум. - М.: Мир, 1975. - 742 с.

Оксиюк, О.П. Использование высших водных растений для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов / О.П.Оксиюк, А.И.Мережко, Т.Ф.Волкова // Водные ресурсы. - 1978. - N6. - С.97-104.

Оксиюк, О.П. Управление качеством воды в каналах / О.П.Оксиюк, Ф.В.Стольберг. - К.: Наукова думка, 1986. - 176 с.

Оксиюк, О.П. Гидробиологические особенности и оценка трофности пойменных водоемов устьевой области Днепра / О.П.Оксиюк, В.С.Полищук, Л.А.Журавлева, Г.А.Жданова,

Т.Г.Мороз, В.М.Тимченко, Г.А.Карпова, О.А.Давыдов, О.А.Кузько, Н.Г.Александрова, Т.В.Головко // Гидробиологический журнал. - 1991. - Т.27, №6. - С. 3-10.

Олейник, Г.Н. Изучение деструкции органического вещества высших водных растений на лабораторных моделях водотоков / Г.Н.Олейник, В.М.Якушин // Гидробиологический журнал. - 1985. - Т.20, №1. - С.20-27.

Олейник, Г.Н. Влияние разложения высших водных растений на содержание органического вещества в воде / Г.Н.Олейник, В.М.Якушин, Е.Н.Цаплина // Водные ресурсы. - 1988. - №2. - С.135-143.

Определение загрязняющих веществ в пробах морских донных отложений. РД 52.10.556-95. - М.: Гидрометеоздат. - 1996. - С.18-26.

Ореховский, А.Р. Агротехника создания волногасящих зарослей из полуводной растительности / А.Р.Ореховский // Науч.-произв. конф. по борьбе с эрозией почв в защитной зоне Днепра. - 1963. - С.57-62.

Ореховский, А.Р. Применение тростника и камыша для биологического крепления подводных откосов песчаных дамб / А.Р.Ореховский // Лесоводство и агромелиорация. - 1965. - №1. - С.114-125.

Ореховский, А.Р. Создание волногасящих зарослей из тростника и камыша озерного на откосах дамб распластанного профиля: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: 05.14.09 / Ореховский Андрей Романович. - Харьков, 1968. - 22 с.

Ореховский, А.Р. Особенности роста тростника (*Phragmites communis* Trin.) и формирование тростникового сообщества при создании волногасящих культур / А.Р.Ореховский // Ботанический журнал. - 1969. - Т.54, №2. - С.23-31.

Ореховский, А.Р. Защитный эффект полуводных растений / А.Р.Ореховский // Гидротехника и мелиорация. - 1982. - №7. - С.32-37.

Павловский, Н.Н. Гидравлический справочник / Н.Н.Павловский.- Л.-М.: ОНТИ, 1937. - 888 с.

Павлютин, А.П. Фрагментирование харовых водорослей при разложении / А.П.Павлютин // Гидробиологический журнал. - 1985. - Т.21, №2. - С.35-39.

Паламарчук, И.К. Грунты дна и их роль в речных водохранилищах / И.К.Паламарчук // Гидробиологический журнал. - 1972а. - Т.8, №1. - С.118-127.

Паламарчук, И.К. О составе обменных катионов в грунтах дна днепровских водохранилищ / И.К.Паламарчук // Гидробиологический журнал. - 1972б, Т.8, №5. - С.75-79.

Паньков, И.В. Содержание осколков деления урана в водных растениях днепровских водохранилищ / И.В.Паньков, Е.Н.Волкова, З.О.Широкая // Гидробиологический журнал. - 1990. - Т.26, N4. - С.73-77.

Паньков, И.В. Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС / И.В.Паньков, Е.Н.Волкова, З.О.Широкая // Гидробиологический журнал. - 1993. - Т.29, N3. - С.100-109.

Папченков, В.Г. К методике изучения продуктивности водной растительности в средних и малых реках / В.Г.Папченков // Растительные ресурсы. - 1979. - Т.15, Вып.3. - С.454-459.

Папченков, В.Г. О ветландах и их классификации / В.Г.Папченков // Четвертая Всероссийская конф. по водным растениям: тез. докл. - Борок, 1995. - С.60-62.

Папченков, В.Г. Закономерности зарастания водотоков и водоемов Среднего Поволжья: дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16 / Папченков Владимир Гаврилович. - Борок, 1999. - 578 с.

Петрова, И.В. Химический состав донных отложений как показатель антропогенного воздействия на водоём (на примере озера Белого Вологодской области) / И.В.Петрова, Н.Б.Дурнова // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. - 1990. - Вып.313. - С.227-234.

Петухова, Г.А. Зависимость объемного веса донных отложений от их гранулометрического состава / Г.А.Петухова // Труды ГГИ. - 1966. - Вып.132. - С.82-89.

Печкуров, А.Ф. Зависимость гидравлических элементов водного потока от степени зарастаемости русла / А.Ф.Печкуров, С.К.Ревяшко // Мелиорация и использование осушенных земель. - 1967. - Т.15. - С.3-13.

Петькова, Л.Т. Продуктивність та деякі дані про хімічний склад рдесників Кременчуцького водоймища / Л.Т.Петькова, І.П.Луб'янов // Біологічні особливості водних рослин природної флори в зв'язку з їх інтродукцією на Україні. - К.: Наукова думка, 1969. - С.61-64.

Плешков, Л.Ф. Вопросы инженерной гидрохимии и охраны вод / Л.Ф.Плешков, В.И.Мухопад. - Л.: Гидрометеиздат, 1979. - 175 с.

Покровская, Т.Н. О значении экологических групп автотрофов в развитии антропогенного евтрофирования озер / Т.Н.Покровская // Антропогенное евтрофирование водоемов. - Черноголовка, 1974. - С.30-34.

Поляков, Б.В. Исследование коэффициента шероховатости русел и пойм / Б.В.Поляков // Проблемы Волго-Каспия. - 1934. - С. 35-47.

Поляков, Б.В. Значение коэффициентов шероховатости русел и пойм равнинных рек / Б.В.Поляков // Метеорология и гидрология. - 1936. - N12. - С. 25-36.

Пономарев, С.В. Фермерская аквакультура: Рекомендации / С.В.Пономарев, Л.Ю.Лагуткина, И.Ю.Киреева. - М.: Росинформагротех, 2007. - 191 с.

Попов, А.Н. Изменение концентрации тяжелых металлов в поверхностных водах под влиянием высшей водной растительности / А.Н.Попов, П.Р.Акулов // Состояние и перспективы развития методологических основ химического мониторинга поверхностных вод суши. Т.2. - М., 1987. - С.102-104.

Потапов, А.А. Распределение водных растений в заливах Иваньковского и Истринского водохранилищ в зависимости от различий химического состава воды и характера донных отложений / А.А.Потапов // Строительство водохранилищ и проблема малярии. - М.: Медгиз, 1954. - С.40-64.

Потапов, А.А. Заращение мелководий водохранилищ Европейской части Союза ССР гидрофитами, их хозяйственное использование и санитарно-эпидемиологическое значение: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.05 / Потапов Александр Александрович. - М., 1962. - 37 с.

Потапова, А.А. Санитарно-эпидемиологическое значение зарослей гидрофитов на мелководьях водохранилищ / А.А.Потапова, Л.П.Мосолов // Гигиена водохранилищ. - М., Медгиз, 1961. - С.185-190.

Прыткова, М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия / М.Я.Прыткова. - СПб.: Наука, 2002. - 148 с.

Пьявченко, Н.И. Болото и торфяник / Н.И.Пьявченко // Советская ботаника. - 1945. - N1. - С.60-66.

Распопов, И.М. Высшая водная растительность Ладожского озера / И.М.Распопов // Тр. Лаборатории озераведения Ленинградского ун-та. - 1968. - Вып.21. - С.16-72.

Распопов, И.М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера / И.М.Распопов // Микробиология и первичная продукция Онежского озера. - Л.: Наука, 1973. - С.123-142.

Распопов, И.М. Методика измерения суммарной величины водной массы / И.М.Распопов, О.Н.Доценко // Гидробиологический журнал. - 1987. - Т.23, N2. - С.77-79.

Распопов, И.М. Влияние макрофитов на волновое воздействие в озерах / И.М.Распопов, Ф.Ф.Воронцов, О.Н.Доценко // Водные ресурсы. - 1992. - N6. - С.81-87.

Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. - К.: Наукова думка, 1989. - 232 с.

Рогов, М.М. Некоторые особенности развития дельты Волги и ее гидрографической сети. Основное особенности развития дельты Волги / М.М.Рогов // Тр. ГОИН. - 1986. - Вып.179. - С.56-80.

Родюшкин, И.В. Формы металлов в воде оз. Имандра / И.В.Родюшкин // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. - Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1995. - С.44-59.

Розен, М.Ф. Донные осадки Северного Каспия в районе Волго-Каспийского канала / М.Ф.Розен // Изв. ЦГМБ. - 1929. - Вып.8. - С.148-159.

Романов, А.В. Численный анализ некоторых подходов к решению обратных задач для системы уравнений Сен-Венана / А.В.Романов // Тр. Гидрометцентра СССР. - 1977. - Вып.183. - С.29-47.

Романов, А.В. Численная схема прогноза водного режима в системе разветвленных речных русел Нижней Волги / А.В.Романов // Тр. Гидрометцентра СССР. - 1983. Вып.246. - С.30-41.

Романова, Г.И. Сравнительная оценка методов извлечения микроэлементов из донных отложений / Г.И.Романова // Гидрохимические материалы. - Л.: 1988. - Т.103. - С.124-134.

Рудаков, К.М. Анализ причин неспецифичности воздействия загрязнения поверхностных вод на прибрежные и водные макрофиты / К.М.Рудаков, Д.В.Зейферт, Д.Н.Карпов, С.С.Петров // Биологические науки. - 1992, N1. - С.27-39.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. - Л.: Гидрометеиздат. - 1977. - 320 с.

Русанов, Г.М. Состояние природных угодий предустьевого пространства взморья Волги и перспективы их дальнейших изменений / Г.М.Русанов // Бюл. МОИП: Отдел биологический. - 1983. - Т.88, Вып.5. - С.10-21.

Рыбка, К.Ю. Фито-очистные системы как природно-техногенные барьеры для загрязняющих веществ / К.Ю.Рыбка, Н.М.Щеголькова. - М.: Изд-во Издательский дом «ВОДА: ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ», 2019. - 255 с.

Савельев, М.Я. О движении воды во временных оросителях и их гидравлический расчет / М.Я.Савельев // Гидротехника и мелиорация. - 1952. - N1. - С. 18-23.

Савенко, В.С. Химический состав взвешенных наносов рек мира / В.С.Савенко. - М.: ГЕОС, 2006. - 175 с.

Садчиков, А.П. Экология прибрежно-водной растительности / А.П.Садчиков, М.А.Кудряшов. - М.: Изд-во НИА-Природа, РЭФИА, 2004. - 220 с.

Саенко, Г.С. Металлы и галогены в морских организмах / Г.С.Саенко. - М.: Наука, 1992. - 200 с.

Сае́т, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е.Сае́т, Б.Л.Ревич, Е.П.Янин, Р.С.Смирнова, И.Л.Башаркевич, Т.Л.Онищенко, Л.Н.Павлова, Н.Я.Трефилова, А.И.Ачкасов, С.Ш.Саркисян. - М.: Недра, 1990. - 335 с.

Сгом, Д.И. Роль харовых водорослей и других водных растений в процессах деструкции фенольных соединений / Д.И.Сгом, С.С.Тимофеева // Водные ресурсы. - 1978. - №4. - С.105-111.

Сегерлинд, Л. Применение метода конечных элементов / Л.Сегерлинд. - М.: Мир, 1979. - 392 с.

Седова, О.В. Пространственно-временная динамика флоры и растительности Волгоградского водохранилища в административных границах Саратовской области: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Седова Ольга Владимировна. - Саратов, 2007. - 20 с.

Семенова, И.И. Озера лесостепной зоны (в пределах Чувашской АССР) / И.И.Семенова // Озера Среднего Поволжья. - Л.: Наука, 1976. - С.158-192.

Сепп, М. Гидравлическое исследование залуженных откосов / М.Сепп, А.Маастик // Сб. науч. тр. Эстонской с/х академии. Тр. каф. мелиорации, строительной механики и математики. - 1963. - Т.31. - С.50-60.

Сергеев, Е.М. Грунтоведение / Е.М.Сергеев, Г.А.Голодковская, Р.С.Зиангиров, В.И.Осипов, В.Т.Трофимов. - 4-е изд. - М.: Изд-во МГУ, 1973. - 387 с.

Сидельник, Н.А. Некоторые вопросы экологических отношений между макрофитами в фитоценозах водоемов / Н.А.Сидельник // Ботанический журнал - 1948. -Т.33, №3. - С.370-372.

Синкявичене, З.В. Характеристика растительности средних и малых рек Литвы: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Синкявичене Зофия. - Вильнюс, 1992. - 28 с.

Сиренко, Л.А. «Цветение» воды и евтрофирование / Л.А.Сиренко, М.Я.Гавриленко.- К.: Наукова думка, 1978. - 232 с.

Сиренко, Л.А. Роль высших водных растений в функционировании экосистем водохранилищ / Л.А.Сиренко, К.Б.Якубовский // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. - К.: Наукова думка, 1989. - С.37-41.

Скопинцев, Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус) / Б.А.Скопинцев // Тр. ГОИН. - 1950. - Вып.17(29). - 285 с.

Соколов, Ю.Н. Морфологические показатели растительности в связи с исследованием гидравлического сопротивления поймы / Ю.Н.Соколов // Вопросы водного хозяйства. - Минск, 1976а. - Вып.2. - С.97-104.

Соколов, Ю.Н. Гидравлические сопротивления пойменных русел в случае значительных неровностей рельефа и наличия растительности / Ю.Н.Соколов // Закономерности проявления

эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях: тез. докл. Второй Всесоюз. науч. конф. - М., 1976б. - С.115.

Соколов, Ю.Н. Математическая модель расположения растительности на пойме / Ю.Н.Соколов // Тр. МГМИ. - 1977. -Т.53. - С. 56-61.

Соколов, Ю.Н. Гидравлические сопротивления пойм / Ю.Н.Соколов // Водные ресурсы. - 1980. - №6. - С.143-154.

Соколов, Ю.Н. Уравнения наклона гибкой растительности в связи с расчетом гидравлического сопротивления на поймах / Ю.Н.Соколов // Динамика и термика рек и водохранилищ. - М.: Наука, 1984. - С.72-86.

Сокольников, Ю.Н. Вопросы эффективности биологической защиты берегов Днепровских водохранилищ от размыва / Ю.Н.Сокольников // Переработка берегов водохранилищ. - 1962. - С.129-133.

Сокольников, Ю.Н. Инженерная морфодинамика берегов и ее приложения / Ю.Н.Сокольников. - К.: Наукова думка, 1976. - 354 с.

Соловьева, В.В. Гидробиотаника / В.В.Соловьева, А.Г.Лапиров. - Самара: ПГСГА, 2013. - 354 с.

Справочники и руководства МОК/ВМО. - Париж: Юнеско. - 1984. - N13. - 34 с.

Срибный, М.Ф. Нормы сопротивления движению естественных водотоков и расчет отверстий больших мостов / М.Ф.Срибный. - М.-Л.: Госстройиздат, 1932. - 148 с.

Срибный, М.Ф. Формулы средней скорости течения рек и их гидравлическая классификация по сопротивлению движению / М.Ф.Срибный // Исследование и комплексное использование водных ресурсов. - М.: АН СССР, 1960. - С. 204-220.

Стрнад, В.Л. Комплексные соединения Zn, Cu, Pb с фульвокислотами природных вод / В.Л.Стрнад // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. - Л.: Гидрометеиздат, 1984. - Вып.2. - С.162-167.

Степочкина, Т.И. Оценка водных, минеральных ресурсов и геоэкологического состояния болот юга Нечерноземья (на примере Калужской области): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Степочкина Татьяна Ивановна. - Калуга, 2007. - 23 с.

Страздайте, Ю.Ю. Распределение хорологических групп видов в озерах разной степени зарастания / Ю.Ю.Страздайте, В.В.Тамошюнайте, И.И.Трайнаускайте // Первая Всесоюзная конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: тез. докл. - Борок. - 1977. - С.29-31.

Стяпанавичене, В.В. Хорологические особенности растительности озер Восточной Литвы / В.В.Стяпанавичене // Тр. АН Литовской ССР. Серия В. - 1979. - Т.4(88). - С.9-18.

Стяпанавичене, В.В. Структура флоры озер моренно-холмистого рельефа Литовской ССР / В.В.Стяпанавичене // Материалы 19 экспед.-конф. ботаников Прибалтики. - Вильнюс, 1988. - С.100-102.

Стяпанавичене, В.В. Флористико-фитогеографические особенности озер возвышенностей Литвы: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Стяпанавичене Ваида. - Вильнюс, 1991. - 25с.

Сухоручкин, А.К. Влияние седиментации на сорбцию загрязняющего вещества донными отложениями водоема / А.К.Сухоручкин // Метеорология и гидрология. - 1985. - N7. - С.30-38.

Тимофеева, С.С. Роль макрофитов в обезвреживании меркантиосоединений / С.С.Тимофеева, В.З.Беспалова // Водные ресурсы. - 1988. - N6. - С.103-117.

Тимофеева, С.С. Роль водорослей и высших водных растений в обезвреживании цианидсодержащих вод / С.С.Тимофеева, В.З.Краева, О.А.Меньшикова // Водные ресурсы. - 1985. - N6. - С.111-118.

Тимофеева, С.С. Роль макрофитов в очищении воды от алифатических аминов / С.С.Тимофеева, О.А.Меньшикова // Водные ресурсы. - 1984. - N3. - С.109-113.

Тимофеева, С.С. Использование макрофитов для интенсификации биологической очистки роданидсодержащих сточных вод / С.С.Тимофеева, О.А.Меньшикова // Водные ресурсы. - 1986. - N6. - С.80-85.

Тимофеева, С.С., Черейных Н.В. Извлечение трифенилметановых красителей макрофитами / С.С.Тимофеева, Н.В.Черейных // Водные ресурсы. - 1988. - N2. - С.144-150.

Тимченко, В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья / В.М.Тимченко. - К.: Наукова думка, 1990а. - 240 с.

Тимченко, В.М. Коэффициент водообновления как эколого-гидрологический показатель пойменных водоемов устьевого участка Днепра / В.М.Тимченко // Гидробиологический журнал. - 1990б. - Т.26, N4. - С.85-91.

Тимченко, В.М. Экологическая гидрология днепровских водохранилищ / В.М.Тимченко // Гидробиологический журнал. - 2006. - Т.42, N3. - С.81-96.

Титаева, Н.А. Закономерности распределения ряда химических элементов в донных отложениях и почвах района Ивановского водохранилища р. Волги // Н.А.Титаева, Е.С.Гришанцева, Н.С. Сафронова // Вестник Московского университета. Серия 4: Геология. - 2007. - N3. - С.50-58.

Тихомиров, О.А. Формирование, динамика и экологическое состояние аквальных комплексов равнинных водохранилищ: дис. ... д-ра геогр. наук: 05.00.23 / Тихомиров Олег Алексеевич. - М., 2011. - 340 с.

Тихомирова, Л.К. Роль макрофитной растительности в формировании аквальных комплексов мелководий Иваньковского водохранилища: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 05.14.09 / Тихомирова Людмила Константиновна. - Пермь, 1985. - 16 с.

Тихомирова, Л.К. Анализ уровня режима Иваньковского водохранилища и его влияние на развитие макрофитов / Л.К.Тихомирова, О.А.Тихомиров // Охрана и рациональное использование природных ресурсов Верхневолжья. - Тверь: Изд-во ТГУ, 1991. - С.35-43.

Токарь, О.Е. Флора, растительность и фитоиндикация состояния водных экотопов реки Ишим и пойменных озер в пределах Тюменской области / О.Е.Токарь. - Ишим: ИГПИ, 2006. - 207 с.

Толкачёв, Г.Ю. Особенности распределения микроэлементов в системе «вода - донные отложения» Верхней Волги и Иваньковского водохранилища: дисс. канд. геогр. наук: 25.00.36 / Толкачёв Глеб Юрьевич. - М., 2007. - 123 с.

Торфяные болота России: к анализу отраслевой информации. - М.: ГЕОС, 2001. - 190 с.

Трайнаускайте, И. Распространение, флора и биомасса макрофитов / И.Трайнаускайте, М.Василяускаене, И.Шаркинене, А.Моцкуте // Гидробиологические исследования озер Дуся, Галетас, Шлавантас, Обялия. - Вильнюс: Мокслас, 1977. - С.43-70.

Указания по проектированию, строительству и эксплуатации низконапорных дамб из торфо-минеральных смесей на торфяных основаниях. - Рига: ЛатНИИГиМ, 1967. - 38 с.

Ушивцев, В.Б. Распространение макрофитобентоса в отдельных районах Каспийского моря / В.Б.Ушивцев, О.А.Чиженкова // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: Результаты НИР за 2003 г. - Астрахань: Изд-во КаспНИРХа, 2004. - С.139-146.

Фомовский, М.А. Состояние радионуклидного загрязнения гидробионтов водоемов зоны ЧАЭС в послеварийный период / М.А.Фомовский, В.Г.Кленус, О.И.Насвит, Ю.Б.Набиванец, А.Е.Каглян, В.В.Беляев // Другий з'їзд гідроекологічного товариства України: тез. доповідей. Т.2. - Київ, 1997. - С.177-179.

Фрейндлинг, А.В. Высшая водная растительность малых водоемов среднего течения р. Кеми / А.В.Фрейндлинг. - М, 1988. - 21 с.

Харин, Н.Н. К гидробиологической характеристике типов пойменных водоемов Нижнего Дона в связи с проектировкой искусственных нерестилищ / Н.Н.Харин // Тр. Всесоюзного гидробиологического общества. - 1950. - Т.2. - С.14-29.

Хубларян, М.Г. Моделирование водных потоков при наличии высшей водной растительности / М.Г.Хубларян, А.П.Фролов, В.Н.Зырянов // Водные ресурсы. - 2004. - Т.31, №6. - С.667-674.

Чернов, В.Н. Характеристика высшей водной растительности пойменных озер / В.Н.Чернов // Ученые записки Карело-Финского ун-та. Биол. науки. - 1947. - Т.2, Вып. 237. - С.13-33.

Чоу, В.Т. Гидравлика открытых каналов / В.Т.Чоу. - М.: Стройиздат, 1969. - 464 с.

Чугаев, Р.Р. Гидравлика (техническая механика жидкости). -Л.: Энергоиздат, 1982. - 672 с.

Шакирова, Ф.М. Роль канадской элодеи в водоемах Татарстана / Ф.М.Шакирова, А.Н.Салахутдинов // 21 Любичевские чтения "Современные проблемы эволюции". - Ульяновск: SOOT, 2007. - С.319-324.

Шаплыгина, Ю.Н. Макрофиты, как основной субстрат перифитона дельты реки Волги / Ю.Н.Шаплыгина, Т.Ф.Курочкина // Современные аспекты экологии и экологического образования. - Назрань, 2007а. - С.93-97.

Шаплыгина, Ю.Н. Миграции альгофлоры и фитофильной фауны в зарослях тростника (*Phragmites communis*) в дельте р. Волги / Ю.Н.Шаплыгина, Т.Ф.Курочкина // Экологические системы и приборы. - 2007б. - N10. - С.42-44.

Шарапова, Т.А. Зооперифитон дельты Волги / Т.А.Шарапова, С.К.Остапчук // Естественные и инвазийные процессы формирования биоразнообразия водных и наземных экосистем: тез. докл. междунар. науч. конф. - Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2007. - С.329-330.

Шаркинене, И.В. Анализ флоры и растительности макрофитов озер восточной и южной частей Литовской ССР: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Шаркинене Ирена Бируте. - Вильнюс, 1964. - 16 с.

Шаркинене, И.В. Растительность и типы зарастания озер Литовской ССР / И.В. Шаркинене // Первая Всесоюзная конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: тез. докл. - Борок. - 1977. - С.101-103.

Шаркинене, И.В. Типы зарастания озер макрофитами в Литовской ССР / И.В. Шаркинене // Прибалтийская флора и ее историография. - Вильнюс: АН Литовской ССР, 1984. - С.139-140.

Шеннон, К.Э. Математическая теория связи: Работы по теории информации и кибернетике / К.Э.Шеннон. - М.: Изд-во иностр. лит., 1963. - 829 с.

Шепелева, Е.С. Эколого-геохимические исследования поведения тяжелых металлов в водных и наземных экосистемах Иваньковского водохранилища: дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.09 / Шепелева Елена Сергеевна. - М., 2004. - 190 с.

Широков, В.М. Формирование малых водохранилищ гидроэлектростанций / В.М.Широков, П.С.Лопух. - Л.: Энергоиздат, 1986. - 144 с.

Школьник, М.Л. Микроэлементы в жизни растений / М.Л.Школьник. - Л: Наука, 1974. - 324 с.

Шнеер, И.А. Осаждение наносов и грунтов / И.А.Шнеер // Науч. тр. Ташкентского гос. ун-та. - 1964, Вып.237. - С.5-122.

Эйно́р, Л.О. Особенности формирования кислородного режима и рН природной воды под влиянием погруженной растительности в условиях Иваньковского водохранилища // Водные ресурсы. - 1984. - N2. - С.122-131.

Эйно́р, Л.О. Роль гидрофитов в экологии водоемов при формировании качества воды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16 / Эйно́р Леонард Ольгердович. - М., 1989. - 48 с.

Эйно́р, Л.О. Соотношение поглощения фосфора, азота и углерода водными макрофитами / Л.О.Эйно́р // Водные ресурсы. - 1990. - N5. - С.85-92.

Эйно́р, Л.О. Макрофиты в экологии водоема / Л.О.Эйно́р. - М.: ИВП РАН, 1992. - 256 с.

Экзерцев, В.А. О растительности Волгоградского водохранилища / В.А.Экзерцев // Биология внутренних вод. - 1973. - N17. - С.25-29.

Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. - М.: Наука, 2003. - 389 с.

Экология зарастающего озера и проблема его восстановления. - Спб.: Наука, 1999. - 222 с.

Экосистемы в критических состояниях. - М.: Наука, 1989. - 155 с.

Юрчук, М. Гидравлические характеристики течения в заросших руслах: дис. ... канд. техн. наук: 05.14.09 / Юрчук Мария. - М., 1987. - 184 с.

Якубовский, К.Б. Поглощение биогенных веществ и пестицидов тростником и рогозом / К.Б.Якубовский. - К.: Наукова думка, 1975. - 67 с.

Якушко, О.Ф. Озероведение: География озер Белоруссии / О.Ф.Якушко. - Минск: Высшая школа, 1981. - 223 с.

Ярошенко, М.Ф. Накопление и физико-химические свойства донных отложений в Дубоссарском водохранилище / М.Ф.Ярошенко, С.Е.Вызгу // Тр. Ин-та биологии Молдавского филиала АН СССР. - 1960. - Т.2, Вып.1. - С.3-17.

Adams, M.S. Biology, metabolism and function of lithoral submersed weedbeds of Lake Wingra, Wisconsin, USA: A summery and review / M.S.Adams, R.T.Prentki // Arch. Hydrobiol. Suppl. - 1982. - Vol.62. - P.333-409.

Aldridge, K.T. Modification of sediment redox potential by three contrasting macrophytes: implications for phosphorus adsorption/desorption / K.T.Aldridge, G.G.Ganf // Mar. Freshw. Res. - 2003. - Vol.54, N1. - P.87-94.

Almeida, C.M.R. Comparison of the role of the sea club-rush *Scirpus maritimus* and the sea rush *Juncus maritimus* in terms of concentration, speciation and bioaccumulation of metals in the estuarine

sediment / C.M.R.Almeida, A.P.Mucha, M.T.S.D.Vasconcelos // Environ. Pollut. - 2006. - Vol.142, N1. - P.151-159.

Andersen, T.J. Flocculation of PVC microplastic and fine-grained cohesive sediment at environmentally realistic concentrations / T.J.Andersen, S.Rominikan, I.S.Olsen, K.H.Skinnebach, M.Fruergaard // Biol. Bull. - 2021. - Vol.240. - P.42-51.

Andrady, A.L. Microplastics in the marine environment / A.L.Andrady // Mar. Pollut. Bull. - 2011. - Vol.62. - P.1596-1605.

Arias-Andres, M. Collateral effects of microplastic pollution on aquatic microorganisms: An ecological perspective / M.Arias-Andres, K.Rojas-Jimenez, H.-P.Grossart // Trends Anal. Chem. - 2019. - Vol.112. - P. 234-240.

Asaeda, T. Fine sediment retention as affected by annual shoot collapse: *Sparganium erectum* as an ecosystem engineer in a lowland stream. / T.Asaeda, L.Rajapakse, M.Kanoh // River Res. Appl. - 2010. - Vol.26, N9. - P.1153-1169.

Baensch-Baltruschat, B. Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment / B.Baensch-Baltruschat, B.Kocher, F.Stock, G.Reifferscheid // Sci. Total Environ. - 2020. - Vol.733. - 137823.

Baldy, V. Changes in phosphorus content of two aquatic macrophytes according to water velocity, trophic status and time period in hardwater streams / V.Baldy, M.Tremolieres, M.Andrieu, J.Belliard // Hydrobiologia. - 2007. - Vol.575, N1. - P.343-351.

Baranyi, S.A. Balaton szabályozása és a Környezeti hatás / S.A.Baranyi // Vizügyi kozl. - 1989. - Vol.71, N1. - C.57-70.

Barko, J.W. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension / J.W.Barko, W.F.James // The structuring role of submerged macrophytes in lakes. - New York: Springer-Verlag, 1998. - P.197-214.

Barot, S. Nutrient cycling efficiency explains the long-term effect of ecosystem engineers on primary production / S.Barot, A.Ugolini, F.B.Bricki // Funct. Ecol. - 2007. – Vol. 21, N 1. - P. 1-10.

Barrows, A.P.W. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field / A.P.W.Barrows, C.A.Neumann, M.L.Bergera, S.D.Shaw // Anal. Methods. - 2017. - Vol.9. - P.1446-1453.

Bayly, I.L. Seasonal ionic fluctuations in *Phragmites* community / I.L.Bayly, T.A.O'Neill // Canadian J. Botany. - 1972a - Vol.50. - P.2103-2109.

Bayly, I.L. Seasonal ionic fluctuations in *Tupha grauka* community / I.L.Bayly, T.A.O'Neill // Ecology. - 1972b - Vol.53, N4. - P.714-719.

Bennett, S.J. Modeling fluvial response to in-stream woody vegetation: implications for stream corridor restoration / S.J.Bennett, W.Wu, C.V.Alonso, S.S.Y.Wang // *Earth Surf. Process. Landf.* - 2008. - Vol.33, N6. - P.890-909.

Benoy, GA Sediment accumulation and Pb burdens in submerged macrophyte beds / G.A.Benoy, J.Kalff // *Limnol. and Oceanogr.* - 1999. - Vol.44, N4. - P.1081-1090.

Bergfur, J. Effects of nutrient enrichment on boreal streams: Invertebrates, fungi and leaf-litter breakdown / J.Bergfur, R.K.Johnson, L.Sandin, W.Goedkoop, K.Nygren // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N8. - P.1618-1633.

Besseling, E. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study / E.Besseling, J.T.K.Quik, M.Sun, A.A.Koelmans // *Environ. Pollut.* - 2017. - Vol.220. - P.540-548.

Blindow, I. Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions / I.Blindow, M.Schutte // *Hydrobiologia.* - 2007. – Vol.584, N1.- P.69-76.

Bornette, G. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review / G.Bornette, S.Puijalon // *Aquat. Sci.* - 2011. - Vol.73. - P.1-14.

Bosch, I. Spatial and biomass dominance by Eurasian watermilfoil growing in lake macrophyte beds near streams: Can management of farm nutrient runoff at the watershed level change the trend? / I.Bosch, T.Shuskey, J.C.Makarewicz, T.W.Lewis, C.Zollweg, J.A.Zollweg // 50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.17-18.

Brenner, M. Mechanisms for organic matter and phosphorus burial in sediments of a shallow, subtropical, macrophyte-dominated lake / M.Brenner, D.A.Hodell, B.W.Leyden, J.H.Curtis, W.F.Kenney, B.Gu, J.M.Newman // *J. Paleolimnol.* - 2006. - Vol.35, N1. - P.129-148.

Briain, O.Ó. The role of wet wipes and sanitary towels as a source of white microplastic fibres in the marine environment / O.Ó.Briain, A.R.Marques Mendes, S.McCarron, M.G.Healy, L.Morrison // *Water Res.* - 2020. - Vol.182. - 116021.

Brinson, M.M. Primary productivity and mineral cycling in aquatic macrophyte communities of the Chavan River, North Carolina / M.M.Brinson, J.D.Graham // Water Resources Research Institute, University of North Carolina, Report N120. - 1976. - 137 p.

Brooks, M. Photooxidation of wetland and riverine dissolved organic matter: Altered copper complexation and organic composition / M.L.Brooks, J.S.Meyer, D.M.McKnight // *Hydrobiology.* - 2007. - Vol.579, N1. - P.95-113.

Burchardt, L. Zakwity sinic - konkurencja miedzygatunkowa i srodowiskowe zagrozenie / L.Burchardt, B.Pawlik-Skowronska // *Wiad. Bot.* - 2005. - Vol.49, N1/2. - P.39-49.

Burlakova, L. The effect of invasive macrophytes and water level fluctuations on unionids in Texas impoundments / L.E.Burlakova, A.Y.Karatayev // *Hydrobiologia*. - 2007. – Vol.586, N1. - P.291-302.

Cambrolle, J. Comparison of the role of two *Spartina* species in terms of phytostabilization and bioaccumulation of metals in the estuarine sediment / J.Cambrolle, S.Redondo-Gomez, E.Mateos-Naranjo, M.E.Figueroa // *Mar. Pollut. Bull.* - 2008. - Vol.56. - P.2037-2042.

Canadian wetland classification system / Ed. by B.G.Warner, C.D.A.Rubec. - Waterloo: The Wetlands Research Centre, University of Waterloo, 1998. - 239p.

Calmano, W. Study of metal sorption/desorption processes on competing sediment components with a multichamber device / W.Calmano, A.Ahlf, U.Forstner // *Environ. Geol. Water Sci.* - 1988. - Vol.11. - P.77-84.

Carew, M.E. The response of Chironomidae to sediment pollution and other environmental characteristics in urban wetlands / M.E.Carew, V.Pettigrove, R.L.Cox, A.A.Hoffmann // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N12. - P.2444-2462.

Chalov, S. The Selenga River delta: a geochemical barrier protecting Lake Baikal waters / S.Chalov, J.Thorslund, N.Kasimov, D.Aybullatov, E.Ilyicheva, D.Karthe, A.Kositsky, M.Lychagin, J.Nittrouer, M.Pavlov, J.Pietron, G.Shinkareva, M.Tarasov, E.Garmaev, Y.Akhtman, J.Jarsjö // *Reg. Environ. Change*. - 2017. Vol.17, N7. - P.2039-2053.

Charlesworth, S. Trace elements in urban environments: a review / S.Charlesworth, E.De Miguel, A.Ordonez // *Sedimentology of Aqueous Systems*. - Wiley-Blackwell: Chichester, 2010. - P.108-128.

Carpenter, S.R. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes / S.R.Carpenter, D.M.Lodge // *Aquat. Bot.* - 1986. - Vol.26, N3-4. - P.341-370.

Charney, I.G. The use of the primitive equations of motion in numerical prediction / I.G.Charney // *Tellus*. - 1955. - Vol.VII, N1. - P.22-26.

Chatenet, P. Populations of *Myriophyllum alterniflorum* L. as bioindicators of pollution in acidic to neutral rivers in the Limousin region / P.Chatenet, D.Froissard, J.Cook-Moreau, P.Hourdin, A.Ghestem, M.Botineau, J.Haury // *Hydrobiologia*. - 2006. - Vol.570, N1. - P.61-65.

Chen, S. A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport / S.Chen, L.P.Sanfod, E.W.Koch, F.Shi, E.W.North // *Estuaries Coasts*. - 2007. - Vol.30, N2. - P.296-310.

Chen, W. Induced structural changes of humic acid by exposure of polystyrene microplastics: A spectroscopic insight / W.Chen, Z.-Y.Ouyang, Ch.Qian, H.-Q.Yu // *Environ. Pollut.* - 2018. - Vol.233. - P.1-7.

Cheng-Lung, Ch. Flow resistance in brood shallow grassed canals / Ch.Cheng-Lung // J. Hydr. Eng. Div.-ASCE. - 1976. - Vol.102, HY3. - P.307-322.

Chow, V.T. Hydrodynamics modelling of two-dimensional watershed flow / V.T.Chow, A.Ben-Zwi // J. Hydr. Eng. Div.-ASCE. - 1973. - Vol.99, HY11. - P.2020-2043.

Chow-Fraser, P. Comparison of zooplankton communities in coastal wetlands of Lakes Erie, Ontario, and Georgian Bay / P.Chow-Fraser, S.Yantsis, V.L.Lougheed // 50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.31.

Chubarenko, I. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment / I.Chubarenko, A.Bagaev, M.Zobkov, E.Esiukova // Mar. Pollut. Bull. - 2016. - Vol.108. - P.105-112.

Ciecierska, H. Evaluation of the status of lakes located in the City of Olsztyn (Masurian Lake District, N-E Poland) by the macrophytoindication method (MPhI) / H.Ciecierska // Hydrobiologia. - 2006. - Vol.570, N1. - P.141-146.

Claessens, M. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms / M.Claessens, L.Van Cauwenberghe, M.B.Vandegheuchte, C.R.Janssen // Mar. Pollut. Bull. - 2013. - Vol.70. - P.227-233.

Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. - 2-nd ed. - Washington, DC: Wetlands Subcommittee, Federal Geographic Data Committee and U.S. Fish and Wildlife Service. FGDC-STD-004-2013, 2013. - 91 p.

Clayton, J. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes / J.Clayton, T.Edwards // Hydrobiologia. - 2006. - Vol.570, N1. - P.147-151.

Coffrey, J.M. Control of *Myriophyllum verticillatum* L. in Irish canals by turion removal / J.M.Coffrey, C.Monahan // Hydrobiologia. - 2006. - Vol.570, N1. - P.211-215.

Cole M. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review / M.Cole, P.K.Lindeque, C.Halsband, T.S.Galloway // Mar. Pollut. Bull. - 2011. - Vol.62. - P.2588-2597.

Conkle, J.L. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? / J.L.Conkle, C.D.Báez Del Valle, J.W.Turner // Environ. Manag. - 2018. - Vol.61, N1. - P.1-8.

Cook, H.L. Characteristics some meadow strip vegetations / H.L.Cook, F.B.Campbell // Agr. Engin. - 1939. - Vol.20, HY7. - P. 345-348.

Coops, H. Submerged macrophyte vegetation and the European Water Framework Directive: Assessment of status and trends in shallow, alkaline lakes in the Netherlands / H.Coops,

F.C.M.Kerkum, M.S.van den Berg, I.van Splunder // *Hydrobiology*. - 2007. - Vol.584, N1. - P.395-402.

Cotton, J.A. The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment / J.A.Cotton, G.Wharton, J.A.B.Bass, C.M.Heppell, R.S.Wotton // *Geomorphology*. - 2006. - Vol.77. - P.320-334.

Cowan, W.L. Estimating hydraulic roughness coefficients / W.L.Cowan // *Agr. Engin.* - 1956. - Vol.37, HY7. - P.473-475.

Cowardin, L.M. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States / L.M.Cowardin, V.Carter, F.C.Golet, E.T.LaRoe. - Washington, DC: Fish and Wildlife Service Pub. FWS/OBS-79/31, 1979. - 103 p.

Cox, M.B. Results of tests on vegetated water waterways, and method of field application / M.B.Cox, V.J.Palmer // Oklahoma Agricultural Experiment Station, in cooperation with the Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture: Miscellaneous publication No.MP-12, 1948. - P.5-43.

Cozzolino, L. Species-specific plastic accumulation in the sediment and canopy of coastal vegetated habitats / L.Cozzolino, K.R.Nicastro, G.I.Zardi, C.B.de los Santos // *Sci. Total Environ.* - 2020. - Vol.723. - 138018.

Croft, M.V. Development of a wetland macrophyte index (WMI) for Great Lakes coastal marshes / M.V.Croft, P.Chow-Fraser // 49th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "Great Lakes in a Changing Environment". - Windsor, Ontario, Canada: International Association for Great Lakes Research, 2006. - P.38.

Croft, M.V. Comparison of three protocols to sample macrophyte communities in coastal wetlands of the Great Lakes / M.V.Croft, P.Chow-Fraser // 50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.40-41.

Crowder, A. Submerged macrophytes in Lake Ontario: Current knowledge, importance, threats to stability, and needed studies / A.Crowder, P.S.Painter // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* - 1991. - Vol.48, N8. - P.1539-1545.

Curnell, A. Propagule deposition along river margins: linking hydrology and ecology / A.Curnell, K.Thompson, J.Goodson, H.Moggridge // *J. Ecol.* - 2008. - Vol.96, N3. - P.553-565.

Curran, J.C. Vegetative impacts on hydraulics and sediment processes across the fluvial system // J.C.Curran, W.C.Hession // *J. Hydrol.* - 2013. - Vol.505. - P.364-376

Cvetkovic, M. Association between aquatic macrophytes and fish communities in Georgian Bay coastal wetlands // M.Cvetkovic, P.Chow-Fraser // 50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.43-44.

Daleo, P. Ecosystem engineers activate mycorrhizal mutualism in salt marshes / P.Daleo, E.Fanjul, A.Mendez Casariego, B.R.Silli-man, M.D. Bertness, O.Iribarne // Ecol. Lett. - 2007. - Vol.10, N10. - P. 902-908.

Daniel, H. Relationships between macrophytic vegetation and physical features of river habitats: The need for a morphological approach / H.Daniel, I.Bernez, J.Haury // Hydrobiologia. - 2006. - Vol.570, N1. - P.11-17.

Davis, C.B. Uptake and release of nutrient by living and decomposing *Tupha grauca* Codr. tissues at Eagle Lake, Iowa / C.B.Davis, A.C.Van der Valk // Aquat. Bot. - 1983 - Vol.16, N.1. - P.75-89.

de los Santos, C.B. Microplastic retention by marine vegetated canopies: Simulations with seagrass meadows in a hydraulic flume / C.B.de los Santos, A.-S.Krång, E.Infantes // Environ. Pollut. - 2021. - Vol.269. - 116050.

Dehghani, Sh. Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran / Sh.Dehghani, F.Moore, R.Akhbarizadeh // Environ. Sci. Pollut. Res. - 2017. - Vol.24. - P.20360-20371.

Demurs Benoit, O.L. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: High inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply / O.L.Demurs Benoit, A.C.Edwards // Freshw. Biol. - 2007. - Vol.52, N11. - P.2073-2086.

Denny, P. Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes / P.Denny // J. Ecol. - 1972. - Vol.60, N3. - P. 819-329.

Denny, P. Solute movement in submersed angiosperms / P.Denny // Biol. Rev. - 1980. - Vol.55, N1. - P.65-92.

Devanna, K.M. Role of *Dreissena* as ecosystem engineers: Effects on native bioturbators and benthic communities / K.M.Devanna, C.M.Mayer, C.A.Barrett // 50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.48-49.

Di, M. Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China / M.Di, L.Liu, W.Wang, J.Wang // *Environ. Toxicol. Pharmacol.* - 2019. - Vol.65. - P.82-89.

Dris, R. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? / R.Dris, J.Gasperri, M.Saad, C.Mirande, B.Tassin // *Mar. Pollut. Bull.* - 2016. - Vol.104. - P.290-293.

Duarte, S. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams / S.Duarte, C.Pascoal, A.Alves, A.Correia, F.Cassia // *Freshw. Biol.* -2008. - Vol.53, N1. - P.91-101.

Dugdale, T.M. Fish exclosures versus intensive fishing to restore charophytes in a shallow New Zealand lake / T.M.Dugdale, B.J.Hicks, M.De Winton, A.Taumopeau // *Aquat. Conserv.* - 2006. - Vol.16, N2. - P.193-202.

Dunn, C. Mean flow and turbulence in a laboratory channel with simulated vegetation / C.Dunn, F.Lopez, M.Garcia // *J. Hydrosystems.* - 1996. - Vol.51, N1. - P.135-148.

Dykyjová, D. Selective uptake of mineral ions and their concentration factors in aquatic ligner plants / D.Dykyjová // *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica.* - 1979. - Vol.14, N3. - P.267-325.

Eckert E.M. Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community / E.M.Eckert, A.D.Cesare, M.T.Kettner, M.Arias-Andres, D.Fontaneto, H.P.Grossart, G.Corno // *Environ. Pollut.* - 2018. - Vol.234. - P.495-502.

Edwards, R.W. The effects of plants on river conditions - IV. The oxygen balance of a chalk stream / R.W.Edwards, M.Owens // *J. Ecol.* - 1962. - Vol.50. - P.207-220.

Eisenberg, M.A. On finite element integration in natural coordinates / M.A.Eisenberg, L.E. Malvern // *Int. J. Numer. Meth. Eng.* - 1973. - Vol.7, HY4. - P.574-575.

Eitzen, L. The challenge in preparing particle suspensions for aquatic microplastic research / L.Eitzen, S.Paul, U.Braun, K.Altmann, M.Jekel, A.S. Ruhl // *Environ. Res.* - 2019. - Vol.168. - P.490-495.

Emeis, S., Prandsen S. Reduction of horizontal wind in a boundary layer wind obstacles / S.Emeis, S.Prandsen // *Bound.-Layer Meteorol.* - 1993. - Vol.64, N3. - P.25-41.

Esiukova, E.E. Marine macrophytes retain microplastics / E.E.Esiukova, O.I.Lobchuk, A.A.Volodina, I.P.Chubarenko // *Mar. Pollut. Bull.* - 2021. - Vol.171. - P.112738.

Fazey, F.M.C. Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity / F.M.C.Fazey, P.G.Ryan // *Environ. Pollut.* - 2016. - Vol.210. - P.354-360.

Feiler, U. Aquatic plant bioassays used in the assessment of water quality in German rivers / U.Feiler, F.Krebs, P.Heininger // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.570, N1. - P.67-71.

Fewsl, R. Hydraulic resistance relationships for surface flow in vegetated channels / R.Fewsl, J.Davis // Trans. ASAE. - 1964. - Vol.7, HY1. - P.46-51.

Forsberg, C. Evolution of lake restoration in Sweden / C.Forsberg // Schweiz. Z. Hydrol. - 1987. - Vol.49, N2. - P.260-274.

Franklin, P. Flow controls on lowland river macrophytes: A review / P.Franklin, M.Dunbar, P.Whitehead // Sci. Total Environ. - 2008. - Vol.400, N1-3. -P.369-378.

Freeman, Sh. Between source and sea: The role of wastewater treatment in reducing marine microplastics / Sh.Freeman, A.M.Booth, I.Sabbah, R.Tiller, J.Dierking, K.Klun, A.Rotter, E.Ben-David, J.Javidpour, D.L.Angel // J. Environ. Manage. - 2020. Vol.266. - 110642.

Frère, L. Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France) / L.Frère, I.Paul-Pont, E.Rinnert, S.Petton, J.Jaffré, I.Bihannic, P.Soudant, Ch.Lambert, A.Huvet // Environ. Pollut. - 2017. - Vol.225. - P. 211-222.

Gabrielson, T.O. The uptake, translocation and release of phosphorus by *Elodea densa* / T.O.Gabrielson, M.A.Perking, B.B.Welch // Hydrobiologia. - 1984. - Vol.111, N1. - P.43-48.

Gajšt, T. Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic / T.Gajšt, T.Bizjak, A.Palatinus, S.Liubartseva, A.Kržan // Mar. Pollut. Bull. - 2016. - Vol.113. - P.392-399.

Galeuchet, D.J. Erhaltung und wiederansiedlung des kleinen rohrkolbens (*Typha minima*) - vegetationsaufnahmen, monitoring und genetische herkunftsanalysen / D.J.Galeuchet, R.Holderegger // Bot. Helv. - 2005. Vol.115, N1. - P.15-32.

Genkai-Kato, M. Macrophyte refuges, prey behaviour and trophic interactions: Consequences for lake water clarity / M.Genkai-Kato // Ecol. Lett. - 2007. - Vol.10, N2. - P.105-114.

Gerloff, G.C. Evaluating nutrient supplies for the growth of aquatic plants in natural waters G.C.Gerloff // Eutrophication: causes, consequences, correctives. - Washington, DC: Nat. Acad. Sci., 1969. - P.537-555.

Gerloff, G.C. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants / G.C.Gerloff, P.H.Krombholz // Limnol. Oceanogr. - 1966. - Vol.11, N4. - P.229-237.

Geyer, R. Production, use, and fate of all plastics ever made / R.Geyer, J.R.Jambeck, K.L.Law // Sci. Adv. - 2017. - Vol.3. - e1700782.

Gherardi, F. Invasive crayfish in Europe: The impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake // F.Gherardi, P.Acquistrapace // Freshw. Biol. - 2007. - Vol.52, N7 - P.1249-1259.

Gibbs, H.M. The interactions between macrophytes and sediments in urban river systems: A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy / Gibbs Helen Margaret. - School of Geography, Queen Mary University of London. - London, UK, 2013. - 396 p.

Gibbs, R. Mechanisms of trace metal transport in rivers / R.Gibbs // Science. – 1973. - Vol.180. - P.71-73.

Gorrick, S. Sediment dynamics in a sand bed stream with riparian vegetation / S.Gorrick, J.F.Rodríguez // Water Resour. Res. - 2012. - Vol.48, N2. - W02505.

Goss, H. *Thalassia testudinum* as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs / H.Goss, J.Jaskiel, R.Rotjan // Mar. Pollut. Bull. - 2018. - Vol. 135. - P.1085-1089.

Grant, I.R. Flow around islands in Rupert Bay: An investigation of the bottom friction effect / I.R.Grant, V.H.Chu // J. Geophys. Res. - 1987. - Vol.92, HYC13. - P.14,521-14,533.

Graneli, W. Measurement of sediment oxygen uptake in the laboratory using undisturbed sediment cores / W.Granelli // Vatten. - 1977. - Vol.3. - P.251-265.

Graneli, W. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes / W.Granelli, D.Solander // Hydrobiologia. - 1988. - Vol.170, N2. - P.245-266.

Green, D.S. A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands / D.S.Green, L.Kregting, B.Boots, D.J.Blockley, P.Brickle, M.da Costa, Q.Crowley // Mar. Pollut. Bull. - 2018. - Vol.137. - P.695-701.

Greenfield, B.K. Mechanical shredding of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Effects on water quality in the Sacramento-San Joaquin River Delta, California / B.K.Greenfield, G.S.Siemering, J.C.Andrews, M.Rajan, S.P.Andrews, D.F.Spencer // Estuaries Coasts. - 2007. - Vol.30, N4. - P.627-640.

Grimm, M. The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration / M.Grimm, G.Backx // Hydrobiologia. - 1990. - N200/201. - P.557-566.

Gurnell, A. Plants as river system engineers / A.Gurnell // Earth Surf. Process. Landforms. 2014. - Vol.39. - P.4-25.

Hakim, A. Aggregation and aggregate strength of microscale plastic particles in the presence of natural organic matter: Effects of ionic valence / A.Hakim, M.Kobayashi // J. Polym. Environ. - 2021. - doi.org/10.1007/s10924-020-01985-4.

Halle, L.L. Ecotoxicology of micronized tire rubber: Past, present and future considerations / L.L.Halle, A.Palmqvist, K.Kampmann, F.R.Khan // Sci. Total Environ. - 2020. - Vol.706. - 135694.

Hansson, L.-A. Effects of fish grazing on nutrient release and succession of primary producers / L.-A.Hansson, L.Johansson, L.Persson // *Limnol. Oceanogr.* - 1987. - Vol.32, - P.723-729.

Hansson, L.-A. Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? / L.-A.Hansson, Ch.Bronmark, P.A.Nilsson, K.Abjornsson // *Freshw. Biol.* - 2005. - Vol.50, N4. - P.705-714.

Harvey, J.W. Field flume reveals aquatic vegetation's role in sediment and particulate phosphorus transport in a shallow aquatic ecosystem / J.W.Harvey, G.B.Noë, L.G.Larsen, D.J.Nowacki, L.E.McPhillips // *Geomorphology.* - 2011. - Vol.126, N3. - P.297-313.

Hastings, A. Ecosystem engineering in space and time / A.Hastings, J.E.Byers, J.A.Crooks, K.Cuddington, C.G.Jones, J.G.Lambrinos, Th.S.Talley, W.G.Wilson // *Ecol. Lett.* 2007. - Vol.10, N2. - P.153-164.

Haury, J. A new method to assess water trophy and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution / J.Haury, M.-C.Peltre, M.Tremolieres, J.Barbe, G.Thiebaut, I.Bernez, H.Daniel, P.Chatenet, G.Haan-Archipof, S.Muller, A.Dutartre, C.Laplace-Treyture, A.Cazaubon, E.Lambert-Servien // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.570, N1. - P.153-158.

Helcoski, R. Wetland soil microplastics are negatively related to vegetation cover and stem density / R.Helcoski, L.T.Yonkos, A.Sanchez, A.H.Baldwin // *Environ. Pollut.* - 2020. - Vol. 256. - 113391.

Hellmann, J.J. Five potential consequences of climate change for invasive species / J.J.Hellmann, J.E.Byers, B.G.Bierwagen, J.S.Dukes // *Conserv. Biol.* - 2008. - Vol.22. - P.534-543.

Heppell, C.M. Sediment storage in the shallow hyporheic of lowland vegetated river reaches / C.M.Heppell, G.Wharton, J.A.C.Cotton, J.A.B.Bass, S.E.Roberts // *Hydrol. Process.* - 2009. - Vol.23. - P.2239-2251.

Herb, W. Dynamics of vertical mixing in a shallow lake with submersed macrophytes // W.R.Herb, H.G.Stefan // *Water Resour. Res.* - 2005. - Vol.41, N2. - P.W02023/1-W02023/14.

Hidalgo-Ruz, V. Microplastics in the marine environment: A review of used the methods for identification and quantification / V.Hidalgo-Ruz, L.Gutow, R.C.Thompson, M.Thiel // *Environ. Sci. Technol.* - 2012. - Vol.46. - P.3060-3075.

Higuti, J. Pleuston communities are buffered from regional flood pulses: The example of ostracods in the Parana River floodplain, Brazil / J.Higuti, L.F.M.Velho, F.A.Lansac-Toha, K.Martens // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N10. - P.1930-1943.

Hilt, S. Recovery of *Potamogeton pectinatus* L. stands in a shallow eutrophic lake under extreme grazing pressure / S.Hilt // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.570, N1. - P.95-99.

- Hines, M.E. Microbially mediated redox cycling at the oxic-anoxic boundary in sediments: Comparison animal and plants habitats / M.E.Hines // *Water Air Soil Pollut.* - 2006. Vol.6, N5-6. - P.523-536.
- Hino, M. Ecohydrodynamics / M.Hino // *Advances in hydroscience.* - 1981 - Vol.12. - P.143-193.
- Hodoki, Y. Effects of tidal flat reclamation on sediment quality and hypoxia in Isahaya Bay / Y.Hodoki, T.Murakami // *Aquat. Conserv.* - 2006. - Vol.16, N6. - P.555-567.
- Hogsden, K.L. The impacts of the non-native macrophyte *Cabomba caroliniana* on littoral biota of Kasshabog Lake, Ontario / K.L.Hogsden, E.P.S.Sager, T.C.Hutchinson // *J. Great Lakes Res.* - 2007. Vol.33, N2. - P.497-504.
- Holanda, R.F.S. Riparian vegetation affected by bank erosion in the Lower São Francisco river, Northeastern Brazil / R.F.S.Holanda, G.L.da Cunha Santas, C.M.Santas, A.P.Barreto Casado, A.Pedrotti, G.T.Ribeiro // *Rev. Ávore.* - 2005. - Vol.29, N2. - P.327-336.
- Hooda, V. Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water / V.Hooda // *J. Environ. Biol.* - 2007. - Vol.28, N2. - P.367-376.
- Horowitz, A.J. Primer on sediment trace element chemistry / A.J.Horowitz. – Michigan: Lewis publishers, 1991. - 136 p.
- Horppila, J. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake / J.Horppila, L.Nurminen // *Freshw. Biol.* - 2001. - Vol.46, N11. - P.1447-1455.
- Horvath, T.G. Retention of particulate matter by macrophytes in a first-order stream / T.G.Horvath // *Aquat. Bot.* - 2004. - Vol.78, N1. - P.27-36.
- Huebert, D.B. Biphasic mineral nutrition of the submersed aquatic macrophyte *Potamogeton pectinatus* L. / D.B.Huebert, P.I.Gorham // *Aquat. Bot.* - 1985. - Vol.16, N5. - P.269-284.
- Hüffer, T. Sorption of organic substances to tire wear materials: Similarities and differences with other types of microplastic / T.Hüffer, S.Wagner, T.Reemtsma, T.Hofmann // *Trends Anal. Chem.* - 2019. - Vol.113. - P.392-401.
- Iglesias, C. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges / C.Iglesias, G.Goyenola, N.Mazzeo, M.Meerhoff, E.Rodo, E.Jeppesen // *Hydrozoologia.* - 2007. - Vol.584, N1. - P.179-189.
- Jacob, D.L. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? / D.L.Jacob, M.L.Otte // *Water Air Soil Pollut.* - 2003. - Vol.3. - P.91-104.
- Jakrlova, J. Primary production and plant chemical composition in flood-plain meadows / J.Jahrlova // *Acta Sci. Natur.* - 1975. - Vol.9, N9. - P.1-52.

Jones, K.L. Microplastic accumulation in a *Zostera marina* L. bed at Deerness Sound, Orkney, Scotland / K.L.Jones, M.G.J.Hartl, M.C.Bell, A.Capper // Mar. Pollut. Bull. - 2020. - Vol.152. - 110883.

Isobe, A. Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters / A.Isobe // Mar. Pollut. Bull. - 2016. - Vol.110. - P.432-437.

Kadlec, R.H. Treatment Wetlands / R.H.Kadlec, R.L.Knight. - Boca Raton (FL): Lewis-CRC Press, 1996. - 928 p.

Kadlec, R.H. Treatment Wetlands / R.H.Kadlec, S.D.Wallace. - 2nd ed. - Boca Raton (FL): Lewis-CRC Press, 2008. - 1016 p.

Kaglyan, A.E. Transport of Caesium radionuclides and Strontium-90 in the Dnieper water reservoirs within 10 year period after the Chernobyl nuclear accident / A.E.Kaglyan, V.G.Kicnus, M.A.Fomovsky, Yu.B.Nabivanets, O.I.Nasvit, V.V.Belyaev // Trace Hydrology 97: Proceedings of the 7th International Symposium on water tracing. - London: CRC Press, 1997. - P.135-142.

Kaiser, D. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics / D.Kaiser, N.Kowalski, J.J.Waniek // Environ. Res. Lett. - 2017. - Vol.12. - 124003.

Karovicova, M. Experimentálny výskum štruktúry prudenía v korytách s rastlinnou drsnostou / M.Karovicova, K.Kosorin // Vodohospodarsky Časopis. - 1981. - Vol.29, Č.3. - S. 309-319.

Kemp, A.L. Cultural impact on the geochemistry of sediments in Lake Erie / A.L.Kemp, R.L.Thomas, C.I.Dell, J.-M.Jaquet // J. Fish. Res. Board Can. - 1976. - Vol.33, N3. - P.440-462.

Kennedy, G. Natural and constructed wetlands in Canada: An overview / G.Kennedy, T.Mayer // Water Qual. Res. J. Canada. - 2002. - Vol.37, N2, P.295-325.

Kirwan, M.L. Temporary vegetation disturbance as an explanation for permanent loss of tidal wetlands / M.L.Kirwan, A.B.Murray, W.S.Boyd // Geophys. Res. Lett. - 2008. - Vol.35, N5. - P.L05403/1-L05403/5.

Kiss, A. Factors affecting spatial and temporal distribution of Ostracoda assemblages in different macrophyte habitats of a shallow lake (Lake Feher, Hungary) / A.Kiss // Hydrobiologia. - 2007. - Vol.585, N1. - P.89-98.

Klaassen, W. Average fluxes from heterogeneous vegetated regions / W.Klaassen // Bound.-Layer Meteorol. - 1992. - Vol.58, N4. - P.57-69.

Klopstra, D. Analytical model for hydraulic roughness of submerged vegetation / D.Klopstra, H.J.Barneveld, J.M.van Noortwijk, E.H.van Velzen // 27th Congress IAHR: Proceedings of Theme A. - San Francisco: IAHR, 1997. - P. 775-780.

Kleeberg, A. Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river / A.Kleeberg, J.A.N.Kohler, T.Sukhodolova, A.Sukhodolov // *Freshw. Biol.* - 2010. - Vol.55, N2. - P.326-345.

Koetsier, P. Organic matter retention by macrophyte beds in two Southeastern USA, Low-Gradient, Headwater Streams / P.Koetsier, J.V.McArthur // *J. N. Am. Benthol. Soc.* - 2000. -Vol.19, N4. - P.633-647.

Komora, J. Vplyv stramsových porastov na odvádzanie povodni Vimundovaných územiach riek / J.Komora // *Vodohospodársky Časopis.* - 1981. - Vol.29, HY3. - S.514-537.

Kosten, S. Effects of submerged vegetation on water clarity across climates / S.Kosten, G.Lacerot, E.Jeppesen, D.da Motta Marques, E.H.van Nes, N.Mazzeo, M.Scheffer // *Ecosystems.* - 2009. - Vol.12. - P.1117-1129.

Kozorin, K. Rozdelenie rýchlosti a tangenciálnych napätí v turbulentnom prúde zarastého koryta / K.Kozorin // *Vodohospodársky Časopis.* - 1977. - Vol.25, Č.4. - S.33-47.

Kozorin, K. Štruktúra prúdenia v zarastenej zóne otvoreného koryta / K.Kozorin // *Vodohospodársky Časopis.* - 1981. - Vol.29, Č.1. - S.63-70.

Kouwen, N. Flow retardance in vegetated channel / N.Kouwen, T.E.Unny, H.M.Hill // *J. Irig. Drain. Div.-ASCE.* - 1969. - Vol.95, HY2. - P. 329-342.

Kouwen, N. Flexible roughness in open channels / N.Kouwen, T.E.Unny // *J. Irig. Drain. Div.-ASCE.* - 1973. - Vol.99, HY5. - P.713-728.

Krauss, M. Ufersanierung und Rohrriechpflanzungen / M.Krauss // *LÖLF-Mitteilungen.* - 1993, N2. - P.38-46.

Kukulka, T. Evidence for the influence of surface heat fluxes on turbulent mixing of microplastic marine debris / T.Kukulka, K.L.Law, G.Proskurowski // *J. Phys. Oceanogr.* - 2016. - Vol.46. - P.809-815.

Kung, H. A study of lake eutrophication in Shanghai, China / H.Kung, L.Ying // *Geogr. J.* - 1991. - Vol.157, N1. - P.45-50.

Kurata, A. Utilization of lagoon ecosystem in nutrient removal from the inflowing waters to the lake / A.Kurata // *Conservation and Management of Lakes.* - Budapest: Akadémiai Kiadó, 1989. - P.109-116.

Kutija, V. A numerical model for assessing the additional resistance to flow introduced by flexible vegetation / V.Kutija, H.Hong // *J. Hydraulic Res.* - 1996. - Vol.34, N1. - P.99-114.

Lacerda, L.D. The effect of *Spartina alterniflora Loisel* on trace metals accumulation in intertidal sediments / L.D.Lacerda, J.L.Freixo, S.M.Coelho // *Mangroves and Salt Marshes.* - 1997. - Vol.1. - P.201-209.

Lagarde, F. Microplastic interactions with freshwater microalgae: Heteroaggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type / F.Lagarde, O.Olivier, M.Zanella, P.Daniel, S.Hiard, A.Caruso // *Environ. Pollut.* - 2016. - Vol.215. - P.331-339.

Lambert-Servien, E. Stoneworts (*Characeae*) and associated macrophyte species as indicators of water quality and human activities in the Pays-de-la-Loire region, France / E.Lambert-Servien, G.Clemenceau, O.Gabory, E.Douillard, J.Haury // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.570, N1. - P.107-115.

Lammens, E.H.R.R. Trophic interactions in the hypertrophic Lake Tjeukemeer (Netherlands): top-down and bottom-up effects in relation to hydrology, predation and bioturbation during the period 1974–1985 / E.H.R.R.Lammens // *Limnologica.* - 1988. - Vol.19. - P.81-86.

Laughton, R. Effects of aquatic weed removal on freshwater pearl mussels and juvenile salmonids in the River Spey, Scotland / R.Laughton, P.J.Cosgrove, L.C.Hastie, I.Sime // *Aquat. Conserv.* - 2008. - Vol.18, N1. - P.44-54.

Lee, H. Estimation of emission of tire wear particles (TWPs) in Korea / H.Lee, M.Ju, Y.Kim // *Waste Manage.* - 2020. - Vol.108. - P.154-159.

Leiser, L. Biofouling, metal sorption and aggregation are related to sinking of microplastics in a stratified reservoir / L.Leiser, G.-M.Wu, T.R.Neu, K.Wendt-Potthoff // *Water Res.* - 2020. - Vol.176. - P.115748.

Leonard, L. Characteristics of surface-water flows in the ridge and slough landscape of Everglades National Park: Implications for particulate transport / L.Leonard, A.Croft, D.Childers, Sh.Mitchell-Bruker, H.Solo-Gabriele, M.Ross // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.569, N1. - P.5-22.

Lewandowski, J.B. The use of air photographs for estimating the value of roughness coefficient / J.B.Lewandowski // *Floods and Flood Control.* - 1985. - C.429-437.

Li, X. Effects of watershed and estuarine characteristics on the abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay subestuaries / X.Li, D.E.Welter, Ch.L.Gallegos, T.E.Jordan, H.-Ch.Kim // *Estuaries Coasts.* - 2007. – Vol.30, N5.- P.840-854.

Lilleb, A.I. *Spartina maritima* influence on the dynamics of the phosphorus sedimentary cycle in a warm temperate estuary (Mondego estuary, Portugal) / A.I.Lilleb, J.P.Coelho, M.R.Flindt, H.S.Jensen, J.C.Marques, C.B.Pedersen, M.A.Pardal // *Hydrobiologia.* - 2007. Vol.587, N1. - P.195-204.

Liu, L. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands / L.Liu, C.Liu, J.Zheng, X.Huang, Z Wang, Y.Liu, G.Zhu // *Chemosphere.* - 2013. - Vol.91. - P.1088-1093.

Liu, X. Background study on non-residual phase of elements in Changjiang and Huanghe estuarine sediments / X.Liu, J.Wu, Y.Cai, R.Lin, G.Han // *Chin. J. Oceanol. Limnol.* - 1996. - Vol.14, N3. - P. 282-290.

Liužinas, R. Improvement of lake sapropel quality: a new method / R.Liužinas, K.Jankevičius, M.Šalkauskas // *Geogr. metrašt.* - 2005. - Vol.38, N.2. - P.44-51.

Longhi, D. Vulnerabilità di un ecosistema umido relitto rispetto a carichi inquinanti: Evidenze da un'indagine pluriennale / D.Longhi, R.Bolpagni, M.Bartoli // *Stud. trent. sci. nat., Acta biol.* - 2007. - Vol.83. - P.57-62.

Loucks, D.P. Restoration of degraded water resource systems: Issues, opportunities, challenges and experiences / D.P.Loucks, A.B.Avakyan // *Restoration of Degraded Rivers: Challenges, Issues and Experiences.* - 1995. - P.3-56.

Luther, M.E. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies / M.E.Luther, L.A.Leonard // *Limnol. Oceanogr.* - 1995 - Vol.40, N8. - P.1474-1484.

Maceina, M.J. Limnological changes in a large reservoir following vegetation removal by grass carp / M.J.Maceina, M.F.Cichra, R.K.Betsill, Ph.W.Bettoli // *J. Freshw. Ecol.* - 1992. - Vol.7, N1. - P.81-95.

Madsen, J.D. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes / J.D.Madsen, P.A.Chambers, W.F.James, E.W.Koch, D.F.Westlake // *Hydrobiologia.* - 2001. - Vol.444. - P.71-84.

Madsen, T.V. Velocities of currents around and within submerged aquatic vegetation / T.V.Madsen, E.Warncke // *Arch. Hydrobiol.* - 1983. - Vol.97, N3. - P.389-394.

Madsen, T.W. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes / T.W.Madsen, K.Saud-Jesen // *Aquat. Bot.* - 1991. - Vol.41, N1. - P.5-40.

Mathissen, M. Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface / M.Mathissen, V.Scheer, R.Vogt, T.Benter // *Atmos. Environ.* - 2011. - Vol.45. - P.6172-6179.

Memmler, H.I. Zur einschätzung des rauigkeitsleiwertes bei bemessung offener gerinne / H.I.Memmler, E.Nitsche // *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock. Mathematisch - naturwissenschaftliche Reihe.* - 1975. - Vol.24, HY7. - P.897-903.

McConnell, W.J. Chlorophyll and productivity in a mountain river / W.J.McConnell, W.F.Sigler // *Limnol. Oceanogr.* - 1959. - Vol.4, N3. - P. 335-351.

Miao, L. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics / L.Miao, P.Wang, J.Hou, Y.Yao, Z.Liu, S.Liu, T.Li // *Sci. Total Environ.* - 2019. - Vol 650. - P.2395-2402.

Michaud, S.C. Relative radial oxygen loss in five wetland plants / S.C.Michaud, C.J.Richardson // *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. - Michigan, Lewis Publishers. - 1989. - P.501-507.

Miksch, K. R&D priorities in the field of sustainable remediation and purification of agro-industrial and municipal wastewater / K.Miksch, G.Cema, P.F.-X.Corvini, E.Felis, A.Sochacki, J.Surmacz-Górska, J.Wiszniowski, S.Żabczynski // *New Biotechnol.* - 2015. - Vol.32, N1. - P.128-132.

Mortimer, C.H. The exchange of dissolved substances between water and mud in lakes / C.H.Mortimer // *J. Ecology*. - 1971. - Vol.29. - P.280-329.

Mulderij, G. Allelopathic activity of *Stratiotes aloides* on phytoplankton - towards identification of allelopathic substances / G.Mulderij, B.Mau, E.van Donk, E.M.Gross // *Hydrobiologia*. - 2007. - Vol.584, P.1. - P.89-10.

Murphy, E. Model and laboratory study of dispersion in flows with submerged vegetation / E.Murphy, M.Ghisalberti, H.Nepf // *Water Resour. Res.* - 2007. - Vol.43, N5. - P.W05438/1-W05438/12

Mutz, M. Effect of instream wood on vertical water flux in low-energy sand bed flume experiments / M.Mutz, E.Kalbus, S.Meinecke // *Water Resour. Res.* - 2007. - Vol.43, N10. - P.W10424/1-W10424/10.

Muus, B.J. A field method for measuring «exposure» by means of plaster balls / B.J.Muus // *Sarsia*. - 1968. - Vol.34, N1. - P.61-67.

Nepf, H. Flow structure in depth-limited vegetated flow / H.Nepf, E.Vivoni // *J. Geophys. Res.* - 2000. - Vol.105, N28. - P. 547-557.

Nepf, H. Retention time and dispersion associated with submerged aquatic canopies / H.Nepf, M.Ghisalberti, B.White, E.Murphy // *Water Resour. Res.* - 2007. - Vol.43, N4. - P.W04422/1-W04422/10.

Nichols, S.A. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis* / S.A.Nichols, B.H.Shaw // *Hydrobiologia*. - 1986. - Vol.131, N1. - P.3-21.

Nurninen, L. Effect of light and predator abundance on the habitat choice of plant-attached zooplankton / L.Nurninen, J.Horppila, Z.Pekcan-Hekim // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N3. - P.539-548.

Neumeier, U. Velocity and turbulence variations at the edge of saltmarshes / U.Neumeier // *Contin. Shelf Res.* - 2007. Vol.27, N8. - P.1046-1059.

Nor, N.H.M. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems / N.H.M.Nor, J.P.Obbard // *Mar. Pollut. Bull.* - 2014. - Vol.79. - P.278-283.

Oberbeckmann, S. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics / S.Oberbeckmann, B.Kreikemeyer, M.Labrenz // *Front Microbiol.* - 2018. - Vol.8. - e2709.

O'Farrell, I. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland // I.O'Farrell, P.P.de Tezanos, I.Izaquirre // *Hydrobiologia.* - 2007. - Vol.578, N2. - P.65-77.

Ogonowski, M. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics / M.Ogonowski, A.Motiei, K.Ininbergs, E.Hell, Z.Gerdes, K.I.Udekwa, Z.Bacsik, E.Gorokhova // *Environ Microbiol.* - 2018. - Vol.20, N8. - P.2796-2808.

O'Hare, J.M. Influence of an ecosystem engineer, the emergent macrophyte *Sparganium erectum*, on seed trapping in lowland rivers and consequences for landform colonization / J.M.O'Hare, M.T.O'Hare, A.M.Gurnell, P.M.Scarlett, T.Liffen, C.McDonald // *Freshw. Biol.* - 2012. - Vol.57. - P.104-115.

Ozimek, T. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes - the Lake Zwemlust example / T.Ozimek, R.D.Gulati, E.Van Donk // *Hydrobiologia.* - 1990. - Vol.200, - P.399-407.

Pagano, A.M. Submersed macrophyte growth at low pH: Carbon source influences response to dissolved inorganic carbon enrichment. A.M.Pagano, J.E.Titus // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N12. - P.2412-2420.

Palmer, V.J. A method for designing vegetated waterways / V.J.Palmer // *Agric. Eng.* - 1945. - HY26. - P.516-520.

Palmer, V.J. Retardance coefficients for low flow in channels lined vegetation / V.J.Palmer // *Eos Trans. AGU.* - 1946. - Vol.27, N2. - P.187-197.

Palmer, V.J. Flow of water in channels protected by vegetative linings / V.J.Palmer, W.O.Ree // Washington, DC: U.S. Department of Agriculture. Technical Bulletin HY967, 1950. - 115 p.

Pan, Y. Effects of flooding and sedimentation on the growth and physiology of two emergent macrophytes from Dongting Lake wetlands / Y.Pan, Y.Xie, X.Chen, F.Li // *Aquat. Bot.* - 2012. - Vol.100. - P.35-40.

Panno, S.V. Microplastic contamination in karst groundwater systems / S.V.Panno, W.R.Kelly, J.Scott, W.Zheng, R.E.McNeish, N.Holm, T.J.Hoellein, E.L.Baranski // *Groundwater.* - 2019. - Vol.57, N.2. - P.189-196.

Pasche, E., Overbank flow vegetatively roughened flood plains / E.Pasche, G.Rouwe // *J. Hydraul. Eng.* - 1985. - Vol.111, HY9. - P.1262-1278.

Pavey, B. Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs / B.Pavey, A.Saint-Hilaire, S.Courtenay, T.Ouarda, B.Bobee // *Environ. Monit. Assess.* - 2007. Vol.135, N1-3. - P.369-382,

Penning, W.E. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes / W.E.Penning, M.Mjelde, B.Dudley, S.Hellsten, J.Hanganu, A.Kolada, M.van den Berg, S.Poikane, G.Phillips, N.Willby, F.Bcke // *Aquat. Ecol.* - 2008a. - Vol.42, N2 P.237-251.

Penning, W.E. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes / W.E.Penning, B.Dudley, M.Mjelde, S.Hellsten, J.Hanganu, A.Kolada, M.van den Berg, S.Poikane, G.Phillips, N.Willby, F.Bcke // *Aquat. Ecol.* - 2008b. - Vol.42, N2 P.253-264.

Peretyatko, A. Impact of macrophytes on phytoplankton in eutrophic peri-urban ponds, implications for pond management and restoration / A.Peretyatko, J.-J.Symoens, L.Triest // *Belg. J. Bot.* - 2007. Vol.140, N1. - P.83-99.

Petryk, S. Analysis of flow through vegetation / S.Petryk, G.Bosmajian // *J. Hydr. Eng. Div.-ASCE.* - 1975. - Vol.101, HY7. - P.871-884.

Perucca, E. Significance of the riparian vegetation dynamics on meandering river morphodynamics / E.Perucca, C.Camporeale, L.Ridolfi // *Water Resour. Res.* - 2007. - Vol.43, N3. - P.W03430/1-W03430/10.

Pieczynska, E. Littoral habitats and communities / E.Pieczynska // *Guidelines of lake management. Vol.3. Lake shore management.* - Kusatsu: UNEP/ILEC, 1990. - P.39-72.

Piper, D. Origin of metalliferous sediments from the East Pacific Rise / D.Piper // *Earth Planet. Sci. Lett.* - 1973. - Vol.19. - P.75-82.

Plew, D. Turbulence-induced forces in a freshwater macrophyte canopy / D.R.Plew, G.G.Cooper, F.M.Callaghan // *Water Resour. Res.* - 2008. - Vol.44, N2. - P.W02414/1-W02414/11.

Pluntke, T. Particle trapping on leaves and on the bottom in simulated submerged plant stands / T.Pluntke, H.-P.Kozerski // *Hydrobiologia.* - 2003. - Vol.506-509, N1-3. - P.575-581.

Poiani, K.A. Potential effects of climate change on a semi-permanent prairie wetland / K.A.Poiani, W.S.Johnson // *Clim. Change.* - 1993. - Vol.24, N3, P.213-232.

Polunin, N.V.C. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water / N.V.C.Polunin // *Adv. Ecol. Res.* - 1984. - Vol.14. - P.19-24.

Pratolongo, P. Net aboveground primary production and soil properties of floating and attached freshwater tidal marshes in the Rio de la Plata estuary, Argentina / P.Pratolongo, P.Kandus, M.Brinson // *Estuaries Coasts.* - 2007. - Vol.30, N4. - P.618-626.

Quartet, S. Wave attenuation in coastal mangroves in the Red River Delta, Vietnam / S.Quartet, A.Kroon, P.G.E.F.Augustinus, P.Van Santen, N.H.J.Tri // Asian Earth Sci. - 2007. - Vol.29, N4. - P.576-584.

Rahel, F.J. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species / F.J.Rahel, J.D.Olden // Conserv. Biol. - 2008. - Vol.22. - P.521-533.

Rashid, M.A. Contribution of humic substances to the cation exchange capacity of different marine sediments / M.A.Rashid // Maritime sediments. - 1969. - Vol.5, N2. - P.44-50.

Raupach, M.R. Averaging procedures for flow within vegetation canopies / M.R.Raupach, R.H.Shaw // Bound.-Layer Meteorol. - 1982. - Vol.22. - P.79-90.

Ree, W.O. Hydraulic characteristics of vegetation for vegetated waterways / W.O.Ree // Agric. Eng. - 1949. - Vol.30, HY4. - P. 184-189.

Ree, W.O. Retardation coefficients for row crops in diversion terraces / W.O.Ree // Trans. ASCE. - 1958. - Vol.1, HY1. - P.78-80.

Reddy, K.R. Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment / K.R.Reddy, E.M.D'Angelo, T.A.DeBusk // J. Environ. Qual. - 1990. - Vol.19, N2. - P.261-267.

Reynolds, L.K. Thalassia testudinum. Lucinid clam influence on the biogeochemistry of the seagrass Thalassia testudinum sediments / L.K.Reynolds, P.Berg, J.C.Zieman // Estuaries Coasts. - 2007. - Vol.30, N3. - P.482-490.

Ribaudo, C. Invasive aquatic plants as ecosystem engineers in an oligo-mesotrophic shallow lake / C.Ribaudo, J.Tison-Rosebery, D.Buquet, G.Jan, A.Jamoneau, G.Abril, P.Anschutz, V.Bertrin // Front. Plant Sci. - 2018. - Vol.9. - P.1-14.

Rip, W.J. Impact of climatic fluctuations of Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands / W.J.Rip, M.R.L.Ouboter, H.J. Los // Hydrobiologia. - 2007. - Vol.584, N1. - P.415-424.

Rivera-Utrilla, J. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review / J.Rivera-Utrilla, M.Sanchez-Polo, M.A.Ferro-Garcia, G.Prados-Joya, R.Ocampo-Perez // Chemosphere. - 2013. - Vol.93. - P.1268-1287.

Rock, S. Introduction to phytoremediation / S.Rock, B.Pivetz, K.Madalinski, N.Adams, T.Wilson. - Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-99/107, 2000. - 104 p.

Rodewald-Rudescu, L. Das Schilfrohr. *Phragmites communis* Trinius / L.Rodewald-Rudescu // Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), 1974. - 302 s.

Rodríguez-Gallego, L.R. The effects of an artificial wetland dominated by free-floating plants on the restoration of a subtropical, hypertrophic lake / L.R.Rodríguez-Gallego, N.Mazzeo, J.Gorga,

M.Meerhoff, J.Clemente, C.Kruk, F.Scasso, G.Lacerot, J.García, F.Quintans // Lake Reservoir. - 2004. - Vol.9. - P.203-215.

Roed, L.P. A study of various open boundary conditions for wind - forced barotropic numerical ocean models / L.P.Roed, C.K.Cooper // Three-Dimensional Models Marine and Estuarine Dynamics. - Amsterdam: Elsevier, 1987. - Vol.45. - P.305-335.

Rodi, W. Turbulence models and their applications in hydraulics / W.Rodi. - Delft, Netherlands: IAHR, 1984. - 316 p.

Rothwell, J.J. In-stream processing of sediment-associated metals in peatland fluvial systems / J.J.Rothwell, M.G.Evans, T.E.H. Allott // Water Air Soil Pollut. - 2008. - Vol.187, N1-4. - P.53-64.

Salgueiro, N. Short-term sedimentation in Tagus estuary, Portugal: The influence of salt marsh plants / N.Salgueiro, I.Cacador // Hydrobiologia. 2007. - Vol.587, N1. - P.185-193.

Sand-Jensen, K. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams / K.Sand-Jensen // Freshw. Biol. - 1998. - Vol.39, N4. - P.663-679.

Sarkar, D.J. Occurrence, fate and removal of microplastics as heavy metal vector in natural wastewater treatment wetland system / D.J.Sarkar, S.D.Sarkar, B.K.Das, B.K.Sahoo, A.Das, S.K.Nag, R.K.Manna, B.K.Behera, S.Samanta // Water Res. - 2021. - Vol.192. - 116853.

Sayr, W.W. Roughness spacing in rigid open channels / W.W.Sayr, M.G.Abbertson // J. Hydr. Eng. Div.-ASCE. - 1961. - Vol.87, HY3. - P.540-557.

Schmidt, Ch. Microplastic particle emission from wastewater treatment plant effluents into river networks in Germany: Loads, spatial patterns of concentrations and potential toxicity / Ch.Schmidt, R.Kumar, S.Yang, O.Büttner // Sci. Total Environ. - 2020. - Vol.737. - 139544.

Seidel, K. Höhere Wasserpflanzen in ihrer Umwelt - eine Neuorientierung / K.Seidel // Revue Roumaine de Biologie. Série de Zoologie. - 1969. - Vol.14. - S.149-156.

Seng, N. Early evidence of microplastics on seagrass and macroalgae / N.Seng, S.Lai, J.Fong, M.F.Saleh, C.Cheng, Z.Y.Cheok, P.A.Todd // Mar. Freshw. Res.. - 2020. - Vol.71, N8. - P.922-928.

Sfriso, A. Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: Comparison of actual and past situation / A.Sfriso, Ch.Facca // Hydrobiologia. - 2007. - Vol.577, N1. - P.71-85.

Sharpe, R.G. Deposition of sediment from suspension in emergent vegetation / R.G.Sharpe, C.S.James // Water South Africa. - 2006. - Vol.32, N2. - P.211-218.

Shen, M. Micro(nano)plastics: unignorable vectors for organisms / M.Shen, Y.Zhu, Y.Zhang, G.Zeng, X.Wen, H.Yi, Sh.Ye, X.Ren, B.Song // Mar. Pollut. Bull. - 2019. - Vol.139. - P.328-331.

Shuskey, T. Differences in metaphyton cover related to nutrient loading from streams draining reference and managed agricultural watersheds / T.Shuskey, I.Bosch, J.C.Makarewicz, T.W.Lewis //

50th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "50 Years of Great Lakes Research: Past, Present, and Future". - University Park, Pennsylvania, U.S.A.: International Association for Great Lakes Research, 2007. - P.178-179.

Sieber, R. Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment / R.Sieber, D.Kawecki, B.Nowack // *Environ. Pollut.* - 2020. - Vol.258. - 113573.

Sinistro, R. Experimental study on the microbial plankton community in a South American wetland (Lower Parana River Basin) and the effect of the light deficiency due to the floating macrophytes / R.Sinistro, I.Izaguirre, V.Asikian // *J. Plankton Res.* - 2006. – Vol.28, N8. - P.753-768.

Smith, C.S. Phosphorous transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum* / C.S.Smith, M.S.Adams // *Limnol. Oceanogr.* - 1986. - Vol.31, N6. - P.1312-1321.

Solheim, A.L. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for Water Framework Directive (WFD) implementation: Synthesis of lakes results from the REBECCA A.L.Solheim, S.Rekolainen, S.J.Moe, L.Carvalho, G.Phillips, R.Ptacnik, W.E.Penning, L.G.Toth, C.O'Toole, A.-K.L.Schartau // *Aquat. Ecol.* - 2008. - Vol.42, N2. - P.317-334.

Søndergaard, M. Lake restoration in Denmark / M.Søndergaard, E.Jeppesen, J.Jensen, T.Lauridsen // *Lakes Reserv. Res. Manag.* - 2000. - Vol.5, N3. - P.151-159.

Spence, D.H.N. The zonation of plants in freshwater / D.H.N.Spence // *Adv. Ecol. Res.* - 1982. - N12. - P.37-125.

Stead, J.L. Identification of tidal trapping of microplastics in a temperate salt marsh system using sea surface microlayer sampling / J.L.Stead, A.B.Cundy, M.D.Hudson, Ch.E.L.Thompson, I.D.Williams, A.E.Russell, K.Pabortsava // *Scientific Reports.* - 2020. - Vol.10. - 14147.

Steinberg, S.L. Oxidation of the root zone by aquatic plants growing in gravel-nutrient solution culture / S.L.Steinberg, H.S.Coonrod // *J. Environ. Qual.* - 1994. - Vol.23, N5. - P.907-913.

Sun, Q. Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution / Q.Sun, Sh.-Y.Ren, H.-G.Ni // *Sci. Total Environ.* - 2020. - Vol.742. - 140218.

Szafran, K. The chemical composition of bottom sediments of two shallow eastern Polish lakes with different submerged macrophytes biomass / K.Szafran, M.Misztal // *29th Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology.* - Lahti, Finland, 2006. - P.2035-2038

Tanino, Y. Gravity currents in aquatic canopies / Y.Tanino, H.Nepf, P.S.Kulis // *Water Resour. Res.* - 2005. - Vol.41, N12. - P.W12402/1-W12402/9.

Taylor, K.G. Sediments, porewaters and diagenesis in an urban water body, Salford, UK: impacts of remediation / K.G.Taylor, N.A.Boyd, S.Boult // *Hydrol. Process.* - 2003. - Vol.17, N10. - P.2049-2061.

Taylor, K.G. Electron microbeam analysis of urban road-deposited sediment, Manchester, UK: Improved source discrimination and metal speciation assessment / K.G.Taylor, D.J.Robertson // *Appl. Geochem.* - 2009. - Vol.24, N7. - P.1261-1269.

Temple, D.M. Tractive force design of vegetated channels / D.M.Temple // *Trans. ASAE.* - 1980. - Vol.23, N.4. - P.39-46.

Terrados, J. Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica* L.) meadow / J.Terrados, C.M.Duarte // *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* - 2000. - Vol.243, N1. - P.45-53.

Ter Halle, A. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris / A.Ter Halle, L.Ladirat, X.Gendre, D.Goudouneche, C.Pusineri, C.Routaboul, Ch.Tenailleau, B.Duployer, E.Perez // *Environ. Sci. Technol.* - 2016. - Vol.50. - P.5668-5675.

Ter Heerdt, G. Why biomanipulation can be effective in peaty lakes / G.ter Heerdt, M.Hootsmans // *Hydrobiologia.* - 2007. - Vol.584, N1. - P.305-316.

Testi, A. Comunità animali e vegetali e qualità delle acque: Un contributo all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia. A.Testi, G.Fanelli, S.Bisceglie, G.Pace, L.Mancini // *Rapporti ISTISAN.* - 2006. - 6/37. - 82 p.

de Tezanos, P.P. Influence of free-floating plants on the structure of a natural phytoplankton assemblage: An experimental approach / P.P.de Tezanos, A.Luz, T.O'Farrell // *J. Plankton Res.* - 2007. - Vol.29, N1. - P.47-56.

Thompson, G.T. A theory of flow resistance for vegetated channels / G.T.Thompson, J.A.Roberson // *Trans. ASCE.* - 1976. - Vol.19, HY2. - P.288-293.

Tian, Y. An innovative evaluation method based on polymer mass detection to evaluate the contribution of microfibers from laundry process to municipal wastewater / Y.Tian, Z.Chen, J.Zhang, Z.Wang, Y.Zhu, P.Wang, T.Zhang, J.Pu, H.Sun, L.Wang // *J. Hazard. Mater.* - 2021. - Vol.407. - 124861.

Todhunter, P. Pervasive wetland flooding in the glacial drift prairie of North Dakota (USA) / P.E.Todhunter, B.C.Rundquist // *Natur. Hazards.* - 2008. - Vol.46, N1. - P.73-88.

Tohnson, J.W. Rectangular artificial roughness in open channels / J.W.Tohnson // *Trans. AGU.* - 1944. - P.77-91.

Thomaz, S. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons / S.M.Thomaz, E.D.Dibble, L.R.Evangelista, J.Higuti, L.M.Bini // *Freshw. Biol.* - 2008. - Vol.53, N2. - P. 358-367.

Trebitz, A.S. Exotic and invasive aquatic plants in Great Lakes coastal wetlands: Distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover / A.S.Trebitz, D.L.Taylor // *J. Great Lakes Res.* - 2007. - Vol.33, N4. - P.705-721.

Trimmer, M. Carbon and nitrogen cycling in a vegetated lowland chalk river impacted by sediment / M.Trimmer, I.A.Sanders, C.M.Heppell // *Hydrol. Process.* - 2009. - Vol.23, N15. - P.2225-2238.

Uzarski, D.G. The effects of coastal wetland fragmentation on ambient chemical/physical conditions and fish and invertebrate communities / D.G.Uzarski, K.Gyekis, T.M.Burton, M.J.Cooper // 49th Annual Conference of the International Association for Great Lakes Research "Great Lakes in a Changing Environment". - Windsor, Ontario, Canada: International Association for Great Lakes Research, 2006. - P.187-188.

Van Cauwenberghe, L. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects / L.Van Cauwenberghe, L.Devriese, F.Galgani, J.Robbens, C.R.Janssen // *Mar. Environ. Res.* - 2015. - Vol.111. - P.5-17.

Van Cauwenberghe, L. Microplastic pollution in deep-sea sediments / L.Van Cauwenberghe, A.Vanreusel, J.Mees, C.R.Janssen // *Environ. Pollut.* - 2013. - Vol.182. - P.495-499.

van der Wal, J.E.M. Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration / J.E.M.van der Wal, M.Dorenbosch, A.K.Immers, C.Vidal Forteza, J.J.M.Geurts, E.T.H.M.Peeters, B.Koese, E.S.Bakker // *PLoS ONE.* - 2013. - Vol.8, N10. - e78579.

Van Der Welle Marlies, E.W. Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes / E.W.van Der Welle Marlies, J.P.Smolders Alfons, J.M.Op Den Camp Huub, G.M.Roelofs Jan, P.M.Lames Lean // *Freshw. Biol.* - 2007. - Vol.52, N3. - P.434-447.

Vargo, S.M. Emergent plant decomposition and sedimentation: Response to sediments varying in texture, phosphorus content and frequency of deposition / S.M.Vargo, R.K.Neely, M.S.Kirkwood // *Environ. Exp. Bot.* - 1998. - Vol.40, N1. - P.43-58.

Vavruška, A. Stanovení živin v nejrozšířenejších vodních pobřežních a bažinných rostlinách z hlediska využití ke kompostování / A.Vavruška // *Práce Výzk. Úst. Ryb. a Hydrobiol. Vodňany.* - 1966. - Vol.6. - S.41-68.

Venkatesan, M.J. The lipid geochemistry of Antarctic marine sediments: Bransfield strait / M.J.Venkatesan, I.R.Kaplan // *Mar. Chem.* - 1987. - Vol.21. - P.347-375.

Vereecken, H. Ecological management of aquatic plants: Effects of lowland streams / H.Vereecken, J.Baetens, P.Viaene, F.Mostaert, P.Meire // *Hydrobiologia.* - 2006. - Vol.570, N1. - P.205-210.

Villamagna, A.M. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review / A.M.Villamagna, B.R.Murphy // *Freshw. Biology*. - 2010. - Vol.55. - P.282-298.

Visser, E.J.W. Changes in growth, porosity, and radial oxygen loss from adventitious roots of selected mono- and dicotyledonous wetland species with contrasting types of aerenchyma / E.J.W.Visser, T.D.Colmer, C.W.P.M.Blom, L.A.C.J.Voesenek // *Plant Cell Environ.* - 2000. - Vol.23, N11. - P.1237-1245.

Waldschläger, K. Effects of particle properties on the settling and rise velocities of microplastics in freshwater under laboratory conditions / K.Waldschläger, H.Schüttrumpf // *Environ. Sci. Technol.* - 2019. - Vol.53. - P.1958-1966.

Wang, G.-P. Geochemical data as indicators of environmental change and human impact in sediments derived from downstream marshes of an ephemeral river, Northeast China / G.-P.Wang, Z.-L.Zhai // *Environ. Geol.* - 2008. - Vol.53, N6. - P.1261-1270.

Wang, Ch. Interactions between vegetation, water flow and sediment transport: A review / Ch.Wang, Sh.Zheng, P.Wang, J.Hou // *J. Hydrodyn B.* - 2015. - Vol.27, N1. - P.24-37.

Wharton, G. Macrophytes and suspension-feeding invertebrates modify flows and fine sediments in the Frome and Piddle catchments, Dorset (UK) / G.Wharton, J.A.Cotton, R.S.Wotton, J.A.B.Bass, C.M.Heppell, M.Trimmer, I.A.Sanders, L.L.Warren // *J. Hydrol.* - 2006. - Vol.330, N1-2. - P.171-184.

Wei, W. Polyvinyl chloride microplastics affect methane production from the anaerobic digestion of waste activated sludge through leaching toxic bisphenol-A / W.Wei, Q.-S.Huang, J.Sun, J.-Y.Wang, Sh.-L.Wu, B.-J.Ni // *Environ. Sci. Technol.* - 2019. - Vol.53. - P.2074-2083.

Weinstein, J. E. Relating daily solar ultraviolet radiation dose in salt marsh - associated estuarine systems to laboratory assessments of photoactivated polycyclic aromatic hydrocarbon toxicity / J.E.Weinstein, S.A.Diamond // *Environ. Toxicol. Chem.* - 2006. - Vol.25, N11. - P.2860-2868.

Weinstein, J.E. From macroplastic to microplastic degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat / J.E.Weinstein, B.K.Crocker, A.D.Gray // *Environ. Toxicol. Chem.* - 2016. - Vol.35, N7. - P.1632-1640.

Welden, N.A.C. Impacts of changing ocean circulation on the distribution of marine microplastic litter / N.A.C.Welden, A.L.Lusher // *Integr. Environ. Assess. Manag.* - 2017. - Vol.13, N3. - P.483-487.

Wetland conservation: A review of current issues and required action / Ed. by P.J.Dugan. - Gland, Switzerland: IUCN, 1990. - 96 p.

Wheeler, B.D. Status of aquatic macrophytes in an undrained area of fen in the Norfolk broads, England / B.D.Wheeler, K.E.Giller // *Aquat. Bot.* - 1982. - Vol.12, N3. - P.277-296.

White, B. A vortex-based model of velocity and shear stress in a partially vegetated shallow channel / B.White, H.Nepf // *Water Resour. Res.* - 2008. - Vol.44, N1. - P.W01412/1-W01412/15.

Wolanski, E. Island wakes in shallow water / E.Wolanski // *J. Geophys. Res.* - 1988. - Vol.93, HY2. - P.1135-1336.

Wolanski, E. Island wakes in shallow coastal waters / E.Wolanski, J.Jmberger, M.L.Herron // *J. Geophys. Res.* - 1984. - Vol.89, HY10. - P.553-569.

Wu, D. The effect of vegetation on sediment resuspension and phosphorus release under hydrodynamic disturbance in shallow lakes / D.Wu, Z.Hua // *Ecol. Eng.* - 2014. - Vol.69. - P.55-62.

Wu, Z. Establishing submersed macrophytes via sinking and colonization of shoot fragment clipped off manually / Z.Wu, J.Zuo, J.Ma, J.Wu, Sh.Cheng, W.Liangi // *Wuhan Univ. J. Natur. Sci.* - 2007. Vol.12, N3. - P.553-557.

Xia, F. Migration characteristics of microplastics based on source-sink investigation in a typical urban wetland / F.Xia, H.Liu, J.Zhang, D.Wang // *Water Res.* - 2022. - Vol.213. - 118154.

Xia, W. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters / W.Xia, Q.Rao, X.Deng, J.Chen, P.Xie // *Sci. Total Environ.* - 2020. - Vol.732. - 139065.

Yamamuro, M. Ecosystem shift resulting from loss of eelgrass and other submerged aquatic vegetation in two estuarine lagoons, Lake Nakaumi and Lake Shinji, Japan / M.Yamamuro, J.-I.Hiratsuka, Y.Ishitobi, Sh.Hosokawa, Y.Nakamura // *J. Oceanogr.* - 2006. - Vol.62, N4. - P.551-558.

Yan, M. Behavior of microplastics in inland waters: Aggregation, settlement, and transport / M.Yan, L.Wang, Y.Dai, H.Sun, Ch.Liu // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* - 2021. - doi.org/10.1007/s00128-020-03087-2.

Yang, S.L. Drastic decrease in sediment supply from the Yangtze River and its challenge to coastal wetland management / S.L.Yang, M.Li, S.B.Dai, Z.Liu, P.X.Ding // *Geophys. Res. Lett.* - 2006. Vol.33, N6, P.L06408/1-L06408/4.

Yang, Sh.-L. Morphological response of tidal marshes, flats and channels of the outer Yangtze River mouth to a major storm / Sh.-L.Yang, C.T.Friedrichs, Z.Shi, P.-X.Ding, J.Zhu, Q.-Y.Zhao // *Estuaries.* - 2003. - Vol.26, N6. - P.1416-1425,

Zakaria, A.M. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management - A review / A.M.Zakaria // *Limnologica.* - 2017. - Vol.63, N3. - P.122-132.

Zhang, Y. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives / Y.Zhang, Sh. Kang, S.Allen, D.Allen, T.Gao, M.Sillanpää // *Earth-Science Reviews.* - 2020a. - Vol.203. - 103118.

Zhang, Y.-T. Insights into the microbial response of anaerobic granular sludge during long-term exposure to polyethylene terephthalate microplastics / Y.-T.Zhang, W.Wei, Q.-S.Huang, Ch.Wang, Y.Wang, B.-J.Ni // *Water Res.* - 2020. - Vol.179. - P.1158-1168.

Zoltai, S.C. Wetland environments and classification / S.C.Zoltai // *Wetlands in Canada.* - Ottawa: Sustainable Development Branch, Environment Canada, and Polyscience Publications Inc., 1988. - P.4-26.

Zong, L. Flow and deposition in and around a finite patch of vegetation / L.Zong, H.Nepf // *Geomorphology.* - 2010. - Vol.116, N3-4. - P.363-372.

Zonmakis, N.M. Determination of the mean wind speed and momentum diffusivity profiles above tall vegetation and forest canopies using a mass conservation assumption / N.M.Zonmakis // *J. Appl. Meteorol.* - 1994. - Vol.33, N2. - P.129-147.