МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. ЛОМОНОСОВА
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Тарасов Михаил Константинович

Картографическая оценка баланса взвешенных веществ в дельте реки Селенги по данным дистанционного зондирования

Специальность 25.00.33 – Картография
ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:

в.н.с., к.г.н. Тутубалина Ольга Валерьевна

Москва – 2019

Оглавление

ВВЕДЕНИЕ ... **4**

ГЛАВА 1. ОПЫТ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ С ПОМОЩЬЮ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ ... **9**

1.1. Понятие прибрежных экосистем. Дельты рек как объект исследования ... 9

1.2. Дельта реки Селенги как ключевой элемент экологии озера Байкал ... 12

1.3. Применение данных дистанционного зондирования для моделирования концентрации взвешенных частиц в воде ... 17

1.4. Применение данных дистанционного зондирования для дешифрирования водной растительности ... 24

Выводы ... 34

ГЛАВА 2. МЕТОДИКА ОБРАБОТКИ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЗВЕШЕННЫХ ЧАСТИЦ В РЕКЕ СЕЛЕНГЕ ... **36**

2.1. Исходные данные и их предварительная обработка ... 36

2.2. Определение зависимости спектральных характеристик воды от концентрации взвешенных частиц по наземным и дистанционным данным ... 48

2.3. Картографирование концентрации взвешенных частиц в воде ... 60

Выводы ... 76

ГЛАВА 3. МЕТОДИКА АНАЛИЗА ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ДЛЯ КАРТОГРАФИРОВАНИЯ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДЕЛЬТЫ РЕКИ СЕЛЕНГИ ... **79**

3.1. Водная растительность дельты как объект картографирования ... 80

3.2. Анализ спектрального образа водной растительности дельты реки Селенги и факторов, на него влияющих ... 83

3.3. Дешифрирование водной растительности дельты реки Селенги ... 95

3.4. Карта водной растительности дельты реки Селенги ... 106

Выводы ... 112

ГЛАВА 4. МЕТОДИКА КАРТОГРАФИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ БАЛАНСА ПОТОКОВ ВЕЩЕСТВ В ДЕЛЬТЕ РЕКИ СЕЛЕНГИ ... **114**

4.1. Оценка баланса взвешенных наносов ... 114

4.2. Оценка накопления тяжелых металлов в водной растительности дельты ... 125

4.3. Оценка баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги ... 129

4.4. Изучение распространения взвешенных частиц, поступающих с твердым стоком реки Селенги в акваторию озера Байкал ... 137

Выводы ... 146

ЗАКЛЮЧЕНИЕ **148**

Список литературы **150**

Приложения **163**

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования обусловлена необходимостью разработки картографических методов изучения дельты реки Селенги, являющейся главным биофильтром оз. Байкал (Дельта…, 2008). Байкал – уникальное озеро, включенное по решению ЮНЕСКО в объекты Всемирного природного наследия. Одно из достояний Байкала – это уникальное качество его вод, позволяющее считать его самым обширным водоемом с чистой пресной водой, от прозрачности которой зависит существование многих, в том числе эндемичных, видов животных и растений (Тимошкин, 2001).

Река Селенга является крупнейшим притоком озера, привнося более двух третей от всего поступающего в него вещества. Бассейн реки расположен в густонаселенном трансграничном регионе, испытывающем всё возрастающую антропогенную нагрузку от городов, сельскохозяйственных угодий, промышленных производств, горнодобывающей деятельности и т.п. Такая нагрузка вызывает значительное загрязнение речной воды, перемещающейся вниз по течению к устьевой части вместе со взвешенным, влекомым и растворенным веществом. Последним звеном в бассейновой цепочке выступает дельта реки – одна из самых обширных пресноводных дельт в мире (около 600 км²), которая служит геохимическим барьером на пути миграции веществ вместе со стоком реки (Chalov et al., 2016) и играет ключевую роль в экологии всего озера Байкал. Особое внимание исследователей привлекают тяжелые металлы, которые токсичны при высоких концентрациях и входят в число основных измеряемых параметров при мониторинге окружающей среды (Лычагин и др., 2011).

Изучение стока наносов и сопутствующих загрязнителей проводилось в пределах дельты реки Селенги с момента первых инструментальных измерений. Несмотря на это, в настоящее время отсутствуют единые теоретические и методические подходы к изучению перемещения вещества на участках геохимических барьеров дельтовых областей, а также представления об их пространственной и временной изменчивости (Woo, 2004). Это связано с труднодоступностью и обширностью территорий, постоянной изменчивостью условий, сложностью организации полевых работ в условиях разветвленного русла. Поставленную проблему возможно решить с помощью картографического метода исследования, с опорой на данные дистанционного зондирования Земли. При расчете баланса взвешенных веществ космическая и аэросъемка дают уникальную возможность одномоментно получить характеристики водной поверхности в вершине дельты и множестве устьев её проток, что практически невозможно сделать с помощью традиционных методов. Дистанционные методы давно используются при изучении ландшафтов водно-болотных экосистем (Adam et al., 2010; Armstrong, 1993; Балдина, Лабутина, 2011) и распространения взвешенных частиц

(Härmä et al., 2001; Ruddick et al., 2008; Лаврова и др., 2015), что даёт методологическую базу для создания комплексной методики оценки трансформации потоков вещества в дельте реки Селенги.

Цель диссертации – это разработка комплекса методик дешифрирования аэро- и космических снимков и создания карт для оценки баланса веществ, в том числе загрязняющих, поступающих вместе со стоком реки Селенги в её дельту.

Достижение поставленной цели предусматривает выполнение следующих **этапов** работы:

1. Обобщение мирового опыта моделирования концентрации взвешенных частиц в воде и дешифрирования водной растительности по мульти- и гиперспектральным аэро- и космическим снимкам;

2. Разработка моделей перехода от яркостных параметров различных съемочных систем к значениям концентрации взвешенных частиц в воде реки Селенги, построение карт концентрации взвеси в воде и оценка пригодности различного вида съемочных систем для исследования баланса наносов;

3. Анализ факторов, влияющих на спектральный образ водной растительности дельты, разработка методики её картографирования и оценки занимаемой ею площади;

4. Разработка методики оценки баланса взвешенных наносов дельты по картам концентрации взвешенных частиц и анализ полученных результатов;

5. Разработка интегральной методики оценки баланса тяжелых металлов в пределах дельты по картам концентрации взвешенных частиц и информации о площади, занимаемой водной растительностью;

6. Разработка методики анализа факторов, влияющих на распространение твердого стока реки Селенги по акватории озера Байкал, по серии карт концентрации взвешенных частиц в воде.

Методологическая база диссертационного исследования. В основе исследования лежат научно-методические принципы картографирования, разработанные К.А. Салищевым, А.М. Берлянтом; методы географического дешифрирования данных дистанционных зондирования, разработанные Ю.Ф. Книжниковым, В.И. Кравцовой, И.А. Лабутиной, О.В. Тутубалиной; методы изучения потоков мутьевых вод, разработанные И.А. Лабутиной, П. Карлсоном, Д. Доксараном, и водной растительности, разработанные Ч. Лейном, Р. Андервудом, Д. Дженсеном; опыт исследований дельты реки Селенги Б.А. Богоявленским,

Т.Г. Потемкиной, Л.М. Корытным, Е.А. Ильичевой, М.Ю. Лычагиным, С.Р. Чаловым, методы статистического анализа данных.

Фактический материал. В основе диссертационной работы лежат исследования автора, проводимые с 2011 года в лаборатории аэрокосмических методов кафедры картографии и геоинформатики географического факультета МГУ и полевые исследования, проведенные автором в 2013-2016 годах на стационаре ФГБУН «Байкальский институт природопользования» СО РАН (с. Истомино). Основные исходные материалы в работе – более 80 мультиспектральных снимков, полученных со спутников серии Landsat, Sentinel 2, SPOT6, UK-DMC2, и более 3000 гиперспектральных снимков, полученных с применением дельталета ULM. Экспедиционные материалы, полученные непосредственно с участием автора, включают 340 точек определения геохимических свойств воды, 126 точек наземного полевого спектрометрирования и геоботанических описаний растительных сообществ.

Объектом исследования является дельта реки Селенги, **предметом** исследования – методы создания карт на основе данных дистанционного зондирования для оценки баланса взвешенных веществ в дельте.

На защиту выносятся следующие положения:

1. На основе данных дистанционного зондирования и предложенной автором методики возможно картографировать концентрацию взвешенных частиц в реке Селенге с погрешностью не более 4 мг/л (15% от наблюдаемого диапазона значений).

2. Картографирование погруженных в воду растений по аэро- и космическим снимкам следует проводить на основе их спектрального образа и с учетом данных об их местообитании (глубине погружения и мутности воды), что позволяет более полно оценить площади их распространения.

3. Разработанная методика оценки баланса наносов по картам концентрации взвешенных частиц впервые позволила оценить многолетний баланс взвешенных наносов в дельте реки Селенги.

4. Разработанная методика оценки баланса тяжелых металлов по совокупности карт концентрации взвешенных частиц и водной растительности позволяет оценивать баланс магния, алюминия, титана и таллия для дельты реки Селенги в целом, используя только космические снимки и информацию о расходе воды с гидрологического поста в вершине дельты.

Научная новизна диссертации заключается в разработке комплекса картографических методик для балансовой оценки трансформации вещества в геохимическом барьере дельтового

типа на основе данных дистанционного зондирования Земли. Автором разработаны оригинальные методики картографирования водной растительности на основе космических снимков с учетом многолетней динамики мутности воды, оценки биофильтрующей способности водной растительности дельты реки Селенги, оценки многолетней динамики баланса взвешенных наносов и оценки баланса тяжелых металлов по космическим снимкам. Впервые для ряда лет с помощью картографического метода исследования изучено влияние ветрового волнения на распространение взвешенных наносов реки Селенги по акватории озера Байкал.

Практическая значимость работы и внедрение. Результаты исследования целесообразно применять для прогнозирования экологической функции дельты р. Селенги; при оценке состояния оз. Байкал как охраняемого природного объекта ЮНЕСКО. Разработанные автором методики могут быть использованы в качестве методического инструментария при выполнении исследований баланса веществ на участках разветвленного русла различных рек, а также в учебном процессе при подготовке специалистов в области географии и других дисциплин в вузах.

Материалы диссертации использованы в рамках научно-исследовательских работ «Оценка и прогноз трансграничного перемещения вредных (загрязняющих) веществ в системе река Селенга-озеро Байкал» (ФЦП), «Комплексная оценка влияния бассейна Селенги на озеро Байкал» (РГО), «Геохимические барьерные зоны в пресноводных дельтах рек России» (РГО-РФФИ), вошли в эколого-географический атлас-монографию «Селенга-Байкал» (РГО).

Апробация. Основные результаты диссертационного исследования докладывались на 12-й, 13-й и 15-й Всероссийских открытых конференциях "Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса" ИКИ РАН (2014, 2015, 2017), региональной конференции Международного географического союза (2015), 3-й Всероссийской конференции «Экология. Экономика. Информатика. Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем (САМЭС)» (Дюрсо, 2015), 9-й конференции EARSeL по спектроскопии изображений (Люксембург, 2015), конференции «Объединённые исследования по проекту Селенга-Байкал» (Челен, 2016), конференции «Маккавеевские чтения» (Москва, 2016), на симпозиуме по естественным наукам и инженерии «GMIT» (Налайх, 2018).

По теме исследования имеется 8 публикаций, в том числе 4 статьи в рецензируемых научных изданиях, определенных п.2.3 Положения о присуждении ученых степеней в Московском государственном университете имени М.В. Ломоносова.

Структура диссертации. Работа состоит из введения, четырех глав, заключения, списка литературы (163 наименования, из которых 63 на русском и 100 на иностранном языке), 15 приложений. Материал изложен на 162 страницах машинописного текста, содержит 22 таблицы, 52 рисунка.

Автор выражает благодарность своему научному руководителю О.В. Тутубалиной, И.А. Лабутиной за консультации и помощь в выборе темы исследования, В.И. Кравцовой, А.И. Прасоловой и С.В. Чистову за обстоятельное рецензирование текста работы, коллективу кафедры картографии и геоинформатики за ценные советы и рекомендации, М.В. Зимину, Е.А. Балдиной, и всем сотрудникам лаборатории аэрокосмических за обсуждение работы на семинарах и помощь в получении данных, М.Ю. Лычагину и студентам кафедры геохимии ландашфтов и географии почв за обеспечение возможности полевых работ и получение исходных материалов, Г.Л. Шинкарёвой за консультации по геохимии ландшафтов, В.О. Базиловой за совместную работу в дельте реки Селенги, Е.И. Голубевой, М.В. Слипенчуку, Й. Ахтману, Д. Константину, К. Барбье, М. Куберо-Кастану и всем сотрудником лабораторий TOPO и APHYS Федеральной политехнической школы Лозанны (EPFL), О.Б. Тарасовой, П.Д. Тарасовой.

Отдельно автор хочет выразить благодарность Сергею Романовичу Чалову. В рамках реализации проектов по изучению дельты реки Селенги было налажено плодотворное сотрудничество в области применения картографических методов для изучения гидрологических систем. Это сотрудничество помогло выбрать объект и предмет изучения и во многом определило вектор развития диссертационного исследования.

ГЛАВА 1. ОПЫТ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ С ПОМОЩЬЮ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

Дельта реки Селенги является сложной экосистемой с постоянной временной и пространственной вариативностью своих параметров. В таких условиях полевые исследования могут дать лишь эпизодические сведения, релевантные для ограниченных участков дельты и для конкретного промежутка времени. Использование дистанционных методов в данном случае является наилучшим решением, позволяя охватить всю исследуемую территорию повторяющейся съемкой. Оценка баланса потоков вещества в дельте, в частности тяжелых металлов, требует разработки новых методик использования данных дистанционного зондирования. Основным фактором поступления веществ в дельту является твердый сток реки, переносимый во взвешенном, растворенном и влекомом состоянии. Дельта выступает как главный агент трансформации стока наносов реки Селенги перед её впадением в озеро Байкал. Изменение стока наносов идет путем гравитационного осаждения в руслах проток и на пойме, вызванного падением силы потока, а также путем осаждения и аккумуляции в водной растительности дельты.

С помощью дистанционных методов решается задача моделирования основной составляющей твердого стока – концентрации взвешенных наносов, которая является главным параметром при изучении баланса наносов в дельте. Изучение аккумуляции загрязняющих веществ в водной растительности дельты требует разработки методов её дешифрирования и оценки фитомассы по данным дистанционного зондирования.

Методика моделирования мутности в дельте реки Селенги может быть использована не только в её пределах, но и при изучении влияния твердого стока реки на акваторию приемного водоема – озера Байкал. На основе космических снимков можно проследить распространение облака взвеси по акватории озера и сделать предположения относительно факторов, на это влияющих.

1.1. Понятие прибрежных экосистем. Дельты рек как объект исследования

Дельта реки Селенги является прибрежной экосистемой, сформировавшейся при впадении реки в озеро Байкал. Понимание основ функционирования прибрежных экосистем является первоочередной задачей в изучении объекта исследования. Прибрежные экосистемы – это переходные зоны (экотоны) между землей и водными объектами, испытывающие влияние обоих, и где граничные эффекты наиболее выражены. «Пограничные эффекты» чаще всего проявляются в высокой интенсивности протекания различных физических, химических и биологических процессов (Дорогунцов и др., 2001).

Прибрежные экосистемы разделяются на экосистемы Мирового океана и пресноводные. Прибрежный морской экотон занимает узкую полосу моря шириной от нескольких сотен метров до нескольких километров – это шельфовые зоны, литорали, заливы, лиманы, эстуарии. Такого рода экосистемы испытывают постоянное воздействие приливно-отливных явлений, непрерывно участвуют в геохимическом обмене веществ между сушей и морем.

Пресноводные (озерные) прибрежные экотоны в основном представлены литоральной зоной крупных озер и внутренними дельтами. В связи с отсутствием высоких приливов и отливов во внутренних водоемах литоральная зона в лимнологии отличается от определения литорали в океанологии. Чаще всего она рассматривается как зона от уреза воды до нижней границы произрастания высших цветковых растений, иногда – и многоклеточных водорослей (Константинов, 1986). В случаях, когда в водоеме существуют заметные колебания уровня воды, литораль часто рассматривают с океанологической точки зрения как область между нижним и верхним пределом колебания уровня воды.

Особенно ярко геохимический обмен выражен в зонах контакта рек и приемного водоема. Устья рек, включая дельты, эстуарии и прилегающие, подверженные влиянию речного стока участки прибрежной зоны морей и озер, представляют собой специфические зоны взаимодействия и трансформации двух природных систем более высокого ранга – речных бассейнов и приемных водоемов. С экосистемной точки зрения устья рек характеризуются взаимодействием абиотической и биотических частей. Свойства водной среды, такие как температура, соленость, мутность, прозрачность воды, наличие растворенных веществ, влияют на показатели продуктивности, видового многообразия, величины биомассы водной биоты. С другой стороны, производимое биотой органическое вещество, развитие и отмирание организмов влияет на содержание в воде растворенного кислорода, двуокиси углерода и других газов, на мутность и прозрачность воды, содержание растворенных веществ, в том числе загрязнителей.

Береговые экосистемы очень динамичны и чутко реагируют на происходящие вокруг изменения: климата, уровня Мирового океана, деятельность человека (Иванов, Орлова, 2014). Специфика выделения прибрежных геосистем и экосистем нашла свое отражение в формировании особого научного направления – береговой геоморфологии, выделении специфических разновидностей приморских почв и прибрежно-морской растительности. Все это говорит о том, что изучение прибрежных экосистем является актуальной и важной задачей для решения многих экологических вопросов жизни как наземных, так и водных геосистем.

Согласно В.Н. Михайлову (1998, с. 18) «дельта – это сформировавшаяся в результате современных процессов дельтообразования часть устьевой области реки (устьевого участка реки), включающая верхнюю подверженную руслоформирующей деятельности речного потока толщу устьевого конуса выноса реки и надводную аллювиальную сушу, обычно имеющую сложную и изменчивую гидрографическую сеть и специфический «дельтовый» ландшафт». По морфологическому признаку дельты разделяются на дельты выполнения, формирующиеся на полузакрытых устьевых взморьях, и дельты выдвижения, формирующиеся на открытых устьевых взморьях, которые в свою очередь подразделяются на дугообразные, клювовидные и блокированные.

Занимая всего 3% от площади суши, дельты рек имеют важнейшее значение в экологическом плане. В первую очередь, это связано с богатством природных ресурсов – водных, земельных, биологических. Постоянный привнос питательных веществ со стоком рек и морскими или озерными течениями способствует формированию плодородных почв, и, следовательно, бурному развитию растительности. Дельты рек являются местом нереста многих видов рыб, местом обитания перелетных птиц.

С геохимической точки зрения, дельты выступают как естественные фильтры для приемных водоемов, задерживая значительную часть твердого стока рек (Ajao, Anurigwo, 2002; Buschmann et al., 2007; Chatterjee et al., 2009; Lychagin et al., 2015; Santschi et al., 2001; Shaban et al., 2010). Резкие физические и химические градиенты в пределах дельты способствуют значительному накоплению различных элементов в пределах дельт (Перельман, 1989). Фильтрация может достигать 90-95% для взвешенных частиц и 20-40% для растворенных (Lisitzin, 1995). На основе полевых измерений концентрации тяжелых металлов в донных отложениях было установлено, что отдельные области в дельтах могут задерживать до 99% приходящих тяжелых металлов (Chalov et al., 2015). Фильтрационная функция речных дельт состоит из гравитационного накопления наносов, флокуляционной (коагуляционной) очистки и биофильтрации растениями (Sholkovitz, 1976). Их функционирование зависит от параметров дельты, таких как морфология, вид проточной системы и от видового состава растительности.

В последние десятилетия данные дистанционного зондирования стали активно применяться для решения различных экологических задач, в том числе при изучении прибрежных экосистем. Широкое применение дистанционных методов обусловлено множеством факторов, среди которых оперативность получения информации, доступность информации, которую невозможно получить другими методами, единовременный охват больших территорий. Прибрежные экосистемы часто представлены болотистыми низменностями, с небольшими перепадами высот, однако, высокой мозаичностью ландшафтов,

что крайне усложняет их изучение традиционными методами. Применение дистанционных методов в этом случае является одним из наиболее эффективных решений (Silva et al., 2008).

При изучении прибрежных экосистем наиболее широко данные дистанционного зондирования применяются при моделировании концентрации твердого стока рек и маршрутов распространения взвеси в приемном водоеме, а также при дешифрировании растительности прибрежных зон.

1.2. Дельта реки Селенги как ключевой элемент экологии озера Байкал

Из 336 постоянных рек и ручьев, впадающих в Байкал, река Селенга является крупнейшей. На её долю приходится примерно половина стока всех рек, и одновременно она привносит в него самое большое количество взвешенных частиц (около 70%) (Дельта…, 2008). Бассейн реки Селенги, представленный на рисунке 1.1, занимает площадь в 447 тыс. км^2 и составляет 82% от водосборной площади озера Байкал (Гармаев, Христофоров, 2010). Площадь дельты оценивается примерно в 560-600 км^2 (Потемкина, 2004; Ильичева, 2017), что делает её одной из самых обширных пресноводных дельт в мире. Морфологические процессы в дельте реки Селенги, в частности, скорость её выдвижения в акваторию озера (около 0,75 см/год, Chalov et al., 2016), свидетельствуют об её активной аккумулирующей функции.

Рисунок 1.1. Географическое положение дельты реки Селенги в рамках ее бассейна

Геолого-геоморфологическая характеристика. Дельта реки Селенги расположена в районе сильно расчлененного нагорья Восточного Прибайкалья, в Усть-Селенгинской тектонической впадине Байкальской рифтовой зоны (Гербова, 1959), и является крупнейшим болотным массивом Прибайкалья (Иванов и др., 2007).

По морфогенетическому типу дельта реки Селенги относится к дельтам выдвижения на отмелом устьевом взморье со свалом глубин, оконтуренным по внешнему краю цепью береговых баров. Ильичева и др. (2015) выделяют пять геоморфологических зон дельты, с которыми также связаны типы русел проток:

1. Поверхности средне-позднеплейстоценовых террас (свыше 460 м). Зона, находящаяся выше современной дельты и сложенная древними аллювиальными отложениями. В дельту с нее поступают наносы, формируемые экзогенными процессами.

2. Поверхности надпойменных террас (458-460 м). Дельтовая равнина, где протекают основные крупные протоки, расчленяющие ее на крупные острова. Территория отличается проточным режимом увлажнения и активными эрозионно-аккумулятивными процессами. Русла проток сложены в основном гравийно-галечным материалом.

3. Поверхности пойменных террас (456-458 м). Зона активного рассредоточения стока по небольшим протокам с небольшими уклонами. Увлажнение избыточное, наблюдается контакт поверхностных и грунтовых вод, в связи с чем формируется обилие озер и болот. Руслоформирующие наносы представлены песчаными и илистыми фракциями.

4. Озерный край дельты. Зона лагунных и лиманных озер, устьев проток. Зона занята преимущественно водной растительностью на илистых грунтах.

5. Авандельта и поверхности кос и баров. Зона с глубинами 1-2 м, ограниченная подводными и надводными барами и косами.

Ландшафты. Растительность дельты Селенги - один из ведущих факторов, определяющих ее физиономичность, микрорельеф и условия обитания животных на данной территории. Распределение растительности связано с рядом ландшафтно-климатических условий. На этом основании дельту можно разделить на 3 части: нижнюю, среднюю и верхнюю (Журавлев, 1986).

Нижняя часть представляет собой полосу вдоль кромки дельты шириной около 5 км, полностью затопляемую в периоды половодий и паводков. Обильны озера, протоки, заболоченные участки, в которых хорошо развита водная и воздушно-водная растительность. Из водных растений наиболее заметны и важны несколько видов рдестов, уруть, элодея канадская, роголистник, пузырчатка, стрелолист, два вида рясок, нимфоцветник щитолистный,

кубышка малая. Характерные воздушно-водные растения на разных видах отмелей, болот и периодически затопляемых лугов – несколько видов хвощей, тростник южный, рогоз, ряд видов камышей, осок и горцев, манник колосковый, вейник пурпуровый Лангсдорфа и др. Довольно низкая температура воздуха и почвы в нижней дельте в летний период, слабый теплообмен в почве, обусловленный наличием травяной растительности и значительного слоя ветоши, ослабляют процессы разложения выносимых Селенгой органических веществ, образующихся естественным путем и в связи с деятельностью человека (Логачев, Абрамова, 1958), способствуя формированию илистого грунта, богатого органикой.

Выше по течению располагается более возвышенная *средняя часть*. Растительность здесь состоит из участков болот и лугов, характерных для нижней части, которые чередуются с кустарниковыми ивняками, произрастающими отдельными «островками» или на прирусловых валах. На более высоких островах появляются элементы суходольной растительности на аллювиальных лугово-болотных и дерновых почвах.

Верхняя часть дельты представляет собой возвышенные террасные острова реки и характеризуется преобладанием древесных и древесно-кустарниковых зарослей (кроме ив, здесь уже широко распространены яблоня Палласа, черемуха и др., а кое-где также береза и сосна) и разнотравно-злаковых лугов. Степной ландшафт представлен преимущественно не настоящими степями, а остепенёнными лугами высокой поймы и надпойменных террас на аллювиальных луговых и дерновых почвах.

Гидрологическая характеристика. В 34 км от озерного края дельты основное русло Селенги разделяется на сложно разветвленную систему дельтовых водотоков (Рисунок 1.2). Большая часть вод реки Селенги течет по системе водотоков западной (Селенгинской) и северо-восточной (Лобановской) частей дельты (50–55% летом и до 90% зимой), северная (Среднеустьевская) часть дельты обводнена менее всего (Иванов и др., 2007). Согласно Ильичевой и др. (2014), среднегодовой сток распределяется по секторам Селенги следующим образом: Селенгинский – 35%, Среднеустьевский - 20%, Лобановский – 45%, однако может варьировать год от года.

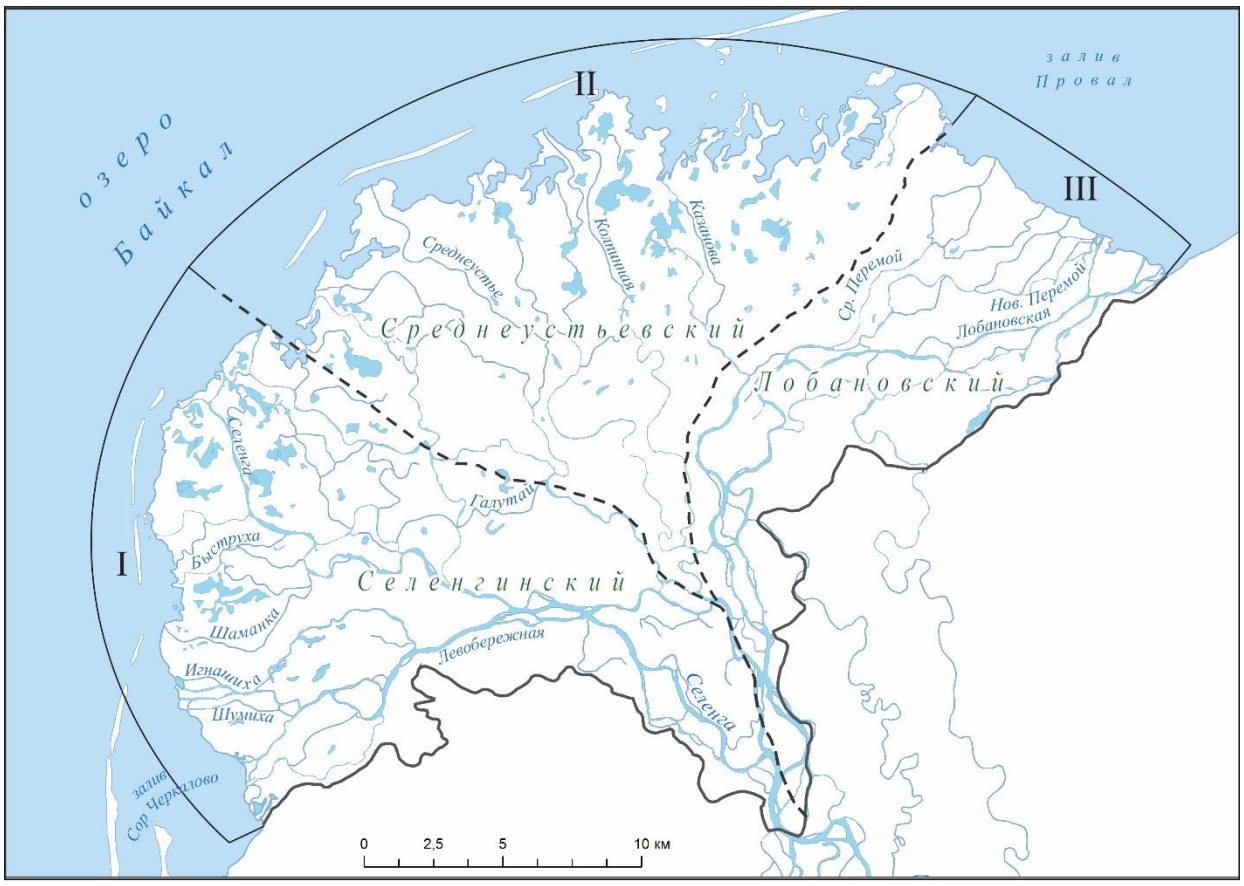


Рисунок 1.2. Секторы и основные протоки дельты реки Селенги (по Корытный и др., 2012)

Среднемноголетний годовой объем стока Селенги в период с 1934 по 1999 год составлял 29 км^3/год (средней расход воды 930 м^3/с). С 1995 года на Селенге наблюдается беспрецедентный по масштабу период маловодья, с уменьшением расходов воды в 1,5-3 раза по сравнению с многоводным периодом с 1983 по 1995 г. (Фролова и др., 2017). Современный расход воды в дельте колеблется от 505 до 809 м^3/с (Ильичева, 2017). Чуть менее половины стока формируется в Монголии, более половины – на территории России. Основной источник питания – дожди, которые являются главной причиной вариации стока реки. Половодье наблюдается в мае-июне, летом характерен паводковый режим. На теплый сезон приходится до 90% от объема всего годового стока.

В вершине дельты Селенги среднемноголетний сток взвешенных наносов составляет 1,73 млн т/год (разъезд Мостовой), влекомых – 0,77 млн т/год. Сток наносов по системе дельтовых водотоков распределяется в целом в соответствии с их водоносностью (Ильичева и др., 2014). Значительная часть селенгинских взвешенных и влекомых наносов осаждается внутри дельты, но некоторая часть их выносится в озеро, формируя обширное мелководье. Согласно оценкам, в многоводные годы, когда затопляется большая часть дельты, в ней задерживается до 74% годового стока наносов. В маловодные годы преобладает вынос наносов

из дельты – до 56%, причем почти полностью выносятся взвешенные наносы. В средние по водности годы из дельты в озеро выносится 41% наносов (Власова, 1983).

Геохимическая характеристика. Территория бассейна реки Селенги отличается высокой контрастностью природных условий формирования стока, что влияет на ландшафтно-геохимические процессы, формирование и преобразование геохимических потоков веществ в реке (Герасимова и др., 2014). Природные потоки веществ трансформируются под влиянием многочисленных источников загрязнения, расположенных в бассейне реки: крупные города Улан-Батор и Улан-Удэ, обширная горнодобывающая деятельность, интенсивное животноводство (Kasimov et al., 2016).

Большую роль среди опасных веществ, поступающих в реки бассейна, играют тяжелые металлы, способные накапливаться в почвах и растениях и ведущие к деградации естественных экосистем (Shinkareva et al., 2015). Тяжелые металлы распространяются преимущественно во взвешенной фазе, меньше в растворенной. При этом в паводок содержание тяжелых металлов во взвешенной фазе больше, чем в растворенной, в то время как в межень доля растворенной фазы увеличивается. Наиболее актуальными загрязнителями для Селенги являются металлы, чье содержание в реке повышено по сравнению со среднемировыми значениями – мышьяк (As), кадмий (Cd), кобальт (Co), Марганец (Mn), молибден (Mo), свинец (Pb), цинк (Zn), магний (Mg), алюминий (Al), титан (Ti) и таллий (Tl) (Касимов и др., 2017).

Следует отметить, что несмотря на многократные превышения ПДК в реках бассейна вблизи городов или мест разработок полезных ископаемых, к вершине дельты воды Селенги подходят без превышений допустимого уровня содержания тяжелых металлов. В свою очередь, дельта сама выступает как естественный биофильтр озера, где задерживается больше 50% всех приходящих веществ (Дельта…, 2008).

В связи с быстрыми гидроклиматическими изменениями в регионе (Törnqvist et al., 2014) фильтрующая функция дельты сильно варьирует во времени и пространстве, например, из-за перераспределения стока по рукавам дельты. Приходящий объем и состав загрязняющих веществ также не постоянен (Chalov et al., 2015). Всего несколько исследований было проведено по изучению фильтрующей функции дельты (Aynbund et al., 1975; Potemkina, Fialkov, 1993), и до сих пор не существует работ по количественной оценке функции геохимического барьера дельты.

1.3. Применение данных дистанционного зондирования для моделирования концентрации взвешенных частиц в воде

Твердый сток реки определяется количеством взвешенных, влекомых и растворенных веществ, которые находятся в прямой взаимосвязи (Гришанин, 1972). Соотношение между ними определяется фазами водного режима реки и может быть рассчитано по полевым данным для каждого водного объекта. С помощью дистанционных методов возможно качественно и количественно моделировать главную составляющую твердого стока - концентрацию взвешенных веществ. Методика картографирования концентрации взвешенных частиц базируется на моделировании связи оптической плотности изображения мутных вод в определенной зоне спектра от оптической мутности воды (Атлас…, 1982), которая в свою очередь определяется региональными зависимостями от концентрации взвешенных частиц в ней.

Спектральный образ водного объекта является функцией от свойств воды и условий, в которых она находится. Предельно чистые морские и озерные воды схожи по своим свойствам с дистилляционной водой. Солнечное излучение, проходя через их толщу, довольно слабо поглощается и рассеивается, что обуславливает высокую прозрачность чистых вод. Однако, на спектральный образ большинства водных объектов влияет значительное количество элементов, находящихся в воде. С. Моблей и др. (Mobley et al., 2004) обобщает классификацию всех водных объектов по преобладающим элементам: в первом случае (Case 1 waters) спектральный образ воды определяется преимущественно органическими элементами (фитопланктон, растворенное цветное органическое вещество, продукты жизнедеятельности водных организмов), во втором случае (Case 2 waters) – неорганическими элементами (в основном минеральными частицами). Каждый элемент, в свою очередь, по-своему влияет на спектральный образ водного объекта. Реки в подавляющем своем большинстве представлены водами второго случая, то есть определяющими элементами в их спектральном образе являются минеральные частицы, взвешенные и растворенные.

Мутность – это оптическое свойство воды, характеризующее прохождение света сквозь ее толщу. Наличие взвешенных частиц в воде повышает показатель, в первую очередь, преломления света, а также его поглощения (Myint, Walker, 2002). Таким образом, концентрация взвешенных частиц в водах 2 случая является главным параметром, определяющим мутность воды (Wass et al., 1997). При этом наблюдается четкая зависимость между спектральным образом воды и ее мутностью. При повышении концентрации взвешенных частиц свет, приходящий в воду, больше преломляется и рассеивается, нежели проходит в ее толщу, что повышает интенсивность отраженного излучения от водного объекта.

На рисунке 1.3 приведены графики спектральной яркости воды различной мутности, полученные в лабораторных условиях (Han, 1997).

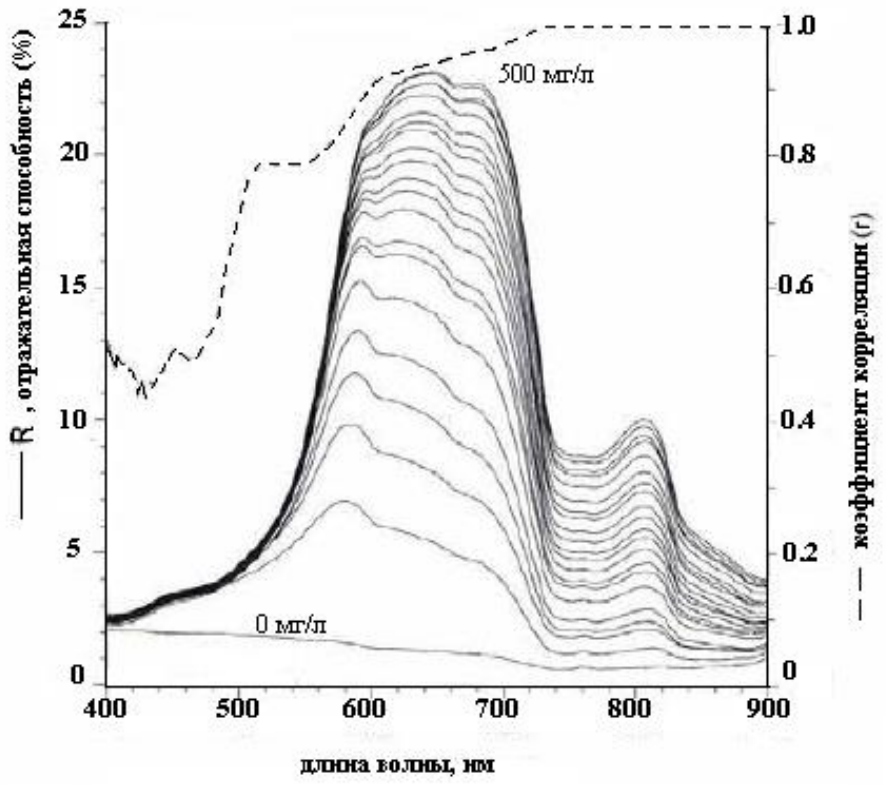


Рисунок 1.3. Отражательная способность вод различной мутности в зависимости от длины волны электромагнитного спектра и коэффициент корреляции зависимостей (Han 1997)

Как можно видеть, при повышении мутности значения коэффициента спектральной яркости (КСЯ) возрастают на всем участке видимого и ближнего инфракрасного (БИК) спектра. При этом в голубом участке спектра шаг изменения значений крайне мал. В зеленом и красном участке этот шаг максимален, ближе к БИК диапазону он опять уменьшается. Одновременно на график нанесена информация о коэффициенте корреляции между КСЯ и мутностью воды. Несмотря на то, что максимальный шаг в спектральном образе наблюдается для зеленого участка спектра, коэффициент корреляции максимален для красного и БИК диапазона. Следует учитывать, что представленный график характеризует смоделированные «идеальные» условия, в которых мутность определяется для резервуара с постоянной глубиной, с единым размером взвешенных частиц и при постоянном освещении. Природные объекты находятся в постоянно меняющихся условиях, и на их спектральный образ влияет совокупность различных факторов.

Первый из дополнительных факторов, влияющих на спектральный образ мутных вод 2 случая, – это минералогический и гранулометрический состав взвешенных частиц,

находящихся в воде. Каждая река размывает определенные типы пород на своем пути, при этом каждая порода имеет свой спектральный образ, который влияет на результирующий образ воды. Различный гранулометрический состав взвеси влияет на процессы рассеивания света в водной толще, что также изменяет спектральный образ воды. В первую очередь, по этим причинам каждый водный объект имеет свои, региональные, особенности в спектральном образе. Это обстоятельство не дает возможности для определения универсальной зависимости спектрального образа от мутности воды для всех водных объектов мира.

Второй важный фактор, влияющий на спектральный образ неглубоких водных объектов, – это характер поверхности дна (Ma et al., 2008). В относительно чистых водах при небольшой глубине, в зависимости от спектрального диапазона, солнечные лучи проникают сквозь всю толщу воды и отражаются не только от молекул воды и взвеси, но и от поверхности дна. В зависимости от слагающих пород и текстуры поверхности, альбедо дна значительно отличается в различных водных объектах: например, белое песчаное дно будет повышать значения КСЯ воды, в то время как темный ил – наоборот, понижать значения КСЯ. Одним из вариантов подстилающей поверхности является наличие погруженной в воду растительности, которая особенно характерна для прибрежных зон. Спектральный образ водных растений видоизменяет образ воды во всех зонах спектра по-разному. Особенно это выражено в БИК зоне, где спектральная яркость воды имеет минимальные значения, в то время как спектральная яркость растительности – максимальные.

В ряде случаев существенным фактором, влияющим на спектральный образ воды, являются условия съемки, что особенно актуально при аэросъемке. Такие параметры, как блики на водной поверхности, волнения, различный угол съемки и освещенности создают неоднородные условия для дешифрирования водных объектов, которые необходимо учитывать при моделировании характеристик воды (Mobley, 1999). При космической съемке часть этих эффектов учитывается путем выбора времени съемки – большинство спутников снимает территорию в утренние часы ближе к полудню по местному времени, что позволяет добиться оптимального соотношения по освещенности и углу съемки по отношению к солнцу. В то же время, не очень крупные реки имеют недостаточную величину водной поверхности для развития высоких волн при сильном ветре, что позволяет в большинстве случаев этот параметр не учитывать.

Диапазон мутности сильно влияет на характер зависимости спектрального образа воды от концентрации взвеси. При относительно низких значениях мутности (при концентрации взвеси до 100-150 мг/л) наблюдается линейная зависимость. При более высоких значениях связь спектрального образа с величиной мутности постепенно ослабевает и зависимость

приобретает экспоненциальный вид. Как показали исследования (Eleveld et al., 2008; Wang, Lu, 2010), при концентрации взвеси более 500 мг/л спектральные градации мутной воды практически пропадают.

Моделирование концентрации взвешенных частиц в воде. Как упоминалось выше, мутность является оптической величиной, характеризующей прозрачность вод, в то время как концентрация взвешенный частиц – это физическая величина, главная составляющая твердого стока реки. Для моделирования концентрации взвеси в воде по дистанционным данным необходимо определить две зависимости: во-первых, мутности воды от концентрации взвешенных частиц в ней, и, во-вторых, оптической яркости пикселей снимка от величины мутности воды. Мутность воды в реках напрямую зависит от концентрации взвешенных частиц в воде, поэтому часто в исследованиях эти термины принимают как тождественные. В настоящей работе термин мутность будет применим только в контексте оптических свойств воды, но не её твердого стока. В связи с незначительными концентрациями органического вещества в водах реки, ещё более снижающимися в исследуемый период открытой воды в связи с поглощением водной растительностью дельты (Дельта…, 2008), эта характеристика речных вод не учитывалась в анализе связи оптических и физических параметров воды.

Связь концентрации взвешенных частиц с мутностью воды определяется региональными особенностями и чаще всего рассчитывается в линейном виде как:

$$S = a + bT,$$

где S – концентрация взвешенных частиц, мг/л, T – оптическая мутность воды, NTU (Nephelometric Turbidity Units).

Как показали исследования (Белозерова, Чалов, 2013), в приведенном уравнении коэффициент a зависит от максимальной мутности воды, скорости течения и доли органического вещества, в то время как угловой коэффициент b определяется величиной среднего диаметра взвешенных наносов. Для каждого региона уравнение перехода определяется по полевым данным соответствия оптической мутности воды и концентрации взвеси в ней.

Первые работы по моделированию мутности воды на основе космических снимков появились в середине 1970-х годов (Carlson, 1976; Лабутина и др., 1976). При отсутствии полевых данных авторы для относительной оценки мутности применяли квантование изображения водного объекта на ступени в пределах от минимальной яркости на изображении (которая принималась как практически чистая вода) до максимальной (которая принималась как наиболее мутная вода). С помощью такого метода невозможно получить количественные

характеристики концентрации взвеси, однако четко прослеживаются закономерности распространения взвеси с разной концентрацией. Метод особо полезен при изучении дельтовых экосистем, так как позволяет провести оценку перераспределения стока наносов по рукавам дельты. При наличии полевых данных проводились эксперименты по расчету мутности воды и в абсолютных значениях по снимкам (Ritchie et al., 1974; Moore, 1980).

Качественная оценка мутности воды полезна, в первую очередь, при изучении многовременной динамики акваторий, когда необходимо проанализировать ряд снимков без имеющихся подспутниковых наблюдений (Сухачева, Орлова, 2014). Например, таким методом была исследована пространственно-временная динамика акватории Финского залива в период с 1975 по 1993 год по данным различных съемочных систем (Sukhacheva, 1995). На основе этого анализа был сделан вывод о главенствующей роли ветрового воздействия в сезонной изменчивости полей взвеси.

Основной метод количественной оценки мутности по данным спутниковой и авиационной съемки заключается в поиске определенной зависимости яркости пикселов на снимке от реальных значений мутности воды, полученных с помощью полевых исследований (Wang, Zhou, 2007). Поскольку каждая крупная река имеет свой уникальный спектральный образ, возникает необходимость расчета такого рода зависимости для каждой реки для различных съемочных систем.

Впервые методика расчета мутности по значениям яркости космического снимка была применена в 1994 году для устья реки Роны (Forget, Quillon, 1998). Авторы использовали данные SPOT/XS и Landsat 5/TM для получения линейных регрессионных зависимостей для различных фаз водного режима.

При решении задачи оценки мутности в качестве источника спектральных данных чаще всего используются отдельные каналы мультиспектральных снимков видимого и БИК диапазона. В основном, использование того или иного участка спектра определяется диапазоном мутности воды в реке. В исследовании Л.Л. Сухачевой (1995) приводятся данные о том, что при малых значениях концентрации взвешенных частиц (5-10 мг/л) наибольшие контрасты наблюдаются в диапазоне 600-700 нм (красный участок спектра), в то время при концентрации взвеси более 100 мг/л максимальные значения контрастов сдвигаются в БИК зону. Поэтому наиболее часто при оценке мутности используются красный (Pavelsky et al., 2009; Froidefond et al; 2004, Güttler et al; 2013) и ближний инфракрасный (Wang, Zhou, 2007; Onderka, 2007; Doxaran et al., 2002) каналы, так как в них наблюдаются наибольшие корреляции параметра яркости с параметром мутности. В качестве альтернативы иногда используют

зеленый участок спектра (Чалов, 2009; Lavender et al., 2001), но результаты, чаще всего, не лучше, чем при использовании красного участка спектра. Использование панхроматического канала целесообразно в случаях небольших рек, когда на первое место выходит не спектральная характеристика, а пространственное разрешение данных (Чалов, 2009).

Одноканальные зависимости просты в построении и дают высокую точность при моделировании мутности воды при том условии, что повышение мутности воды однозначно повышает коэффициент спектральной яркости (Nechad et al., 2010). В случаях, когда спектральный образ воды определяется не только взвешенными минеральными частицами, но и другими элементами, например, такими, как взвешенные органические частицы, возникает необходимость в более гибких методах, с использованием комбинации спектральных каналов (Doxaran et al., 2002; Feng et al., 2014). В большинстве случаев в комбинации используются каналы видимого и ближнего инфракрасного участков спектра в том или ином сочетании (Harma et al., 2001; Wang, Lu, 2010; Sawaya et al., 2003).

В качестве значений яркости пикселов снимка, используемых в модели, могут быть выбраны различные параметры. В большинстве случаев снимок записан в так называемых «сырых значениях яркости» (Digital Numbers, DN), которые зависят от съемочной системы и параметров съемки. Этот параметр применяют, когда используется только одна съемочная система и снимок за одну дату для построения модели (например, в следующих работах: Onderka, 2007; Чалов, 2009; Harma et al., 2001; Hellweger et al., 2004; Sawaya et al., 2003). Полученные в значениях DN зависимости невозможно применять для снимков, полученных в другие даты. Для того чтобы сделать зависимость универсальной, необходимо провести радиометрическую коррекцию снимков, включая атмосферную. Наиболее универсальным параметром можно считать коэффициент спектральной яркости, или же коэффициент отражения. Он определяется как отношение отраженного от объекта излучения к пришедшему и выражается либо в процентах от 0 до 100%, либо безразмерной величиной от 0 до 1. Зависимости, рассчитанные с использованием коэффициента отражения (Wang, Zhou, 2007; Pavelsky et al., 2009; Чалов и др., 2012; Doxaran, 2002), могут быть использованы для любых снимков съемочных систем, применяемых для изначального расчета зависимости, или съемочных систем, снимающих в аналогичных диапазонах.

Среди космических съемочных систем, используемых в моделировании, чаще других применяются снимки Landsat 5/TM, 7/ETM+ и 8/OLI (Wang, Zhou, 2007; Onderka, 2007; Hellweger et al., 2004; Sawaya et al., 2003), что связано с доступностью данных, объемом архива снимков и высокими техническими характеристиками. Также часто применяют снимки среднего разрешения Terra MODIS (Ruddick et al., 2008; Harma et al., 2001; Wang, Lu, 2010;

Hellweger et al., 2004), высокого разрешения Terra ASTER (Pavelsky et al., 2009), SPOT 4 и 5 (Pavelsky et al., 2009; Doxaran, 2002; Froidefond et al., 2004) и сверхвысокого разрешения GeoEye-1, IRS-P6, Ikonos (Чалов, 2009; Чалов и др., 2012; Sawaya et al., 2003).

Сравнительно немного работ посвящено **проблеме изучения твердого стока реки Селенги**, при этом большинство из них опирается исключительно на данные полевых исследований и батиметрические карты (Чебыкин и др., 2010; Romashkin, Williams, 1997). В указанных исследованиях для изучения пространственного распространения взвешенных и растворенных веществ использовался метод профилирования. Однако только данные аэро- и космической съемки могут дать единовременную пространственную картину распространения взвешенных частиц в воде. Одни из первых работ по моделированию мутности воды по данным дистанционного зондирования были проведены в начале 1980-х годов для акватории озера Байкал. В работе (Лабутина, Сафьянов, 1980) применена методика разноглубинного картографирования твердого стока реки Селенги по мультиспектральным снимкам в зеленом, красном и ближнем инфракрасном участках спектра, полученным с космического корабля «Союз-22» в 1976 г. В связи с отсутствием полевых данных о значениях мутности в исследуемый период, авторы провели квантование снимков в зеленой (530 нм), красной (660 нм) и красной-инфракрасной (710 нм) зонах спектра. На каждом из снимков были выделены несколько ступеней, соответствующих определенным значениям оптической плотности с равным шагом. На основе полученных карт, в статье делаются выводы о распространении взвешенных частиц как в приповерхностном слое, так и на глубине, а также даны предположения о факторах, на это влияющих. Аналогичная методика для картографирования твердого стока реки Селенги описана в (Атлас…, 1982).

Количественная оценка концентрации взвешенных частиц в акватории всего озера Байкал представлена в работе (Heim et al., 2005) по данным спутника SeaWIFS и полевым измерениям мутности воды (Рисунок 1.4). В качестве параметра яркости в уравнении расчета концентрации взвеси в воде было использовано отношение значений 4-го канала (510 нм) к 5-му каналу (555 нм). Полевые данные составили всего 6 точек замеров концентрации взвеси, в связи с чем полученную зависимость имеет смысл рассматривать только с методологической точки зрения, хотя величина коэффициента детерминации составила 0,71, что свидетельствует об устойчивой связи наборов данных. Пространственное разрешение данных (1,3 км), мелкий масштаб картографирования и легенда к карте (выделено несколько ступеней мутности от 0 до 2 мг/л) позволяют судить о значительном вкладе реки Селенги в мутность вод озера Байкал. Но каких-либо закономерностей в распределении твердого стока реки Селенги по протокам или в ближайшей акватории озера по представленной карте выявить невозможно.

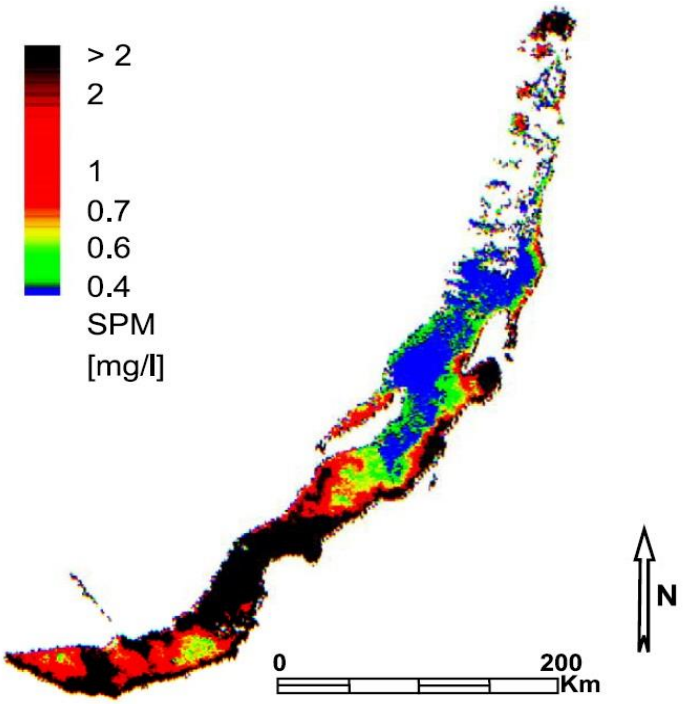


Рисунок 1.4. Концентрация взвешенных частиц (SMP, в мг/л) в акватории озера Байкал по данным SeaWIFS 19.07.2003 (по Heim et al., 2005)

1.4. Применение данных дистанционного зондирования для дешифрирования водной растительности

Водная растительность является ключевым элементом экосистем многих прибрежных зон (Junk, 1997). Картографирование типов водной растительности и ее состояния является одной из приоритетных задач при мониторинге природной среды (Govender et al., 2007). С появлением в 1960-х годах первых мультиспектральных аэрофотоснимков была доказана их высокая эффективность при картографировании подводных ландшафтов мелководий (Петров, 1969; Гурьева и др., 1976). Снимки могут дать как качественные характеристики объекта исследования, например, видовой состав прибрежных растений, так и количественные характеристики, например, величину биомассы или фотосинтетической активности растений (Silva et al., 2008).

Факторы, влияющие на спектральный образ водных растений. Болотные экосистемы, к которым относится большинство экосистем дельты Селенги, обладают сложной структурой и являются непростым объектом для картографирования. Это связано с тем, что на спектральный образ водных растений оказывают влияние множество факторов. В первую очередь это касается погруженных в воду растений, на спектральный образ которых постоянно накладывается спектральный образ воды, находящейся над ними.

Вода поглощает значительное количество приходящего солнечного излучения, существенно понижая спектральное отражение объектов, находящихся в ее толще (Рисунок 1.5). По этой причине коэффициенты спектральной яркости погруженных в воду растений редко бывают выше 0,1 (Pinnel et al., 2004). В связи с низкими колебаниями уровня сигнала от погруженных в воду растений, на предварительном этапе работы с данными дистанционного зондирования крайне желательно проведение атмосферной коррекции.

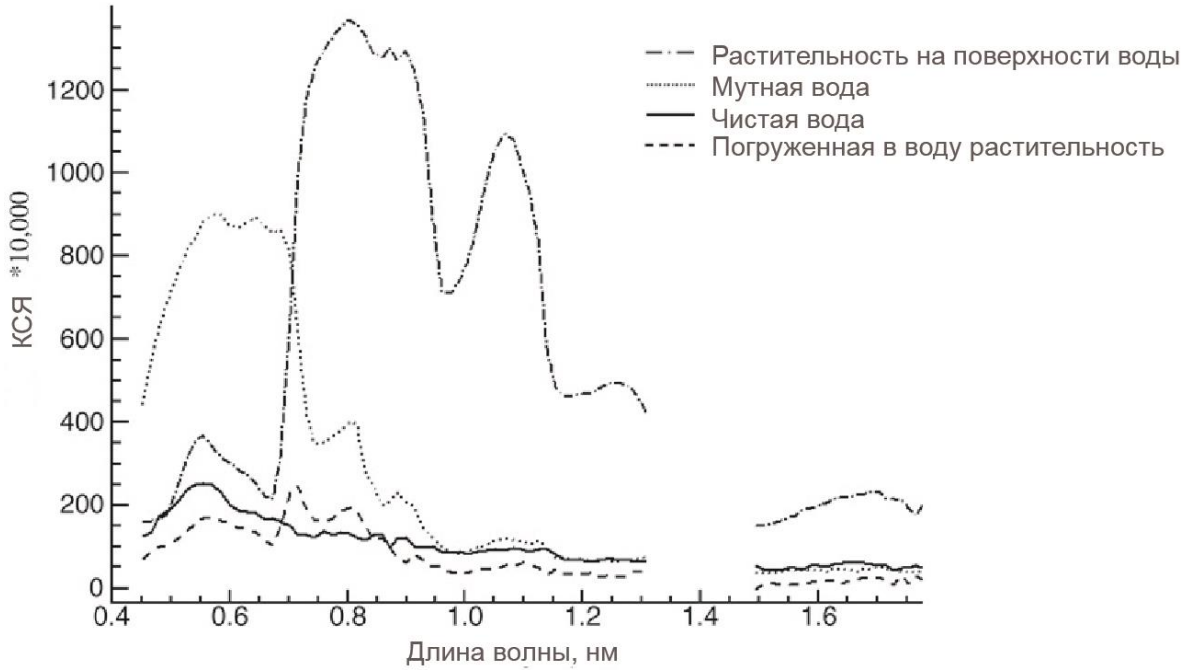


Рисунок 1.5. Спектральный образ водной растительности и влияние спектрального образа воды на него (по Hestir et al., 2008)

В неглубоких водах спектральный образ растений определяется, в первую очередь, их проективным покрытием и, соответственно, характером грунта, на котором они произрастают. Чем ниже проективное покрытие растений, тем больший вклад в результирующий спектральный образ на снимке вносят породы, из которых состоит грунт (Ackleson, Klemas, 1987). При увеличении глубины погружения проективное покрытие начинает играть меньшую роль и на первый план по спектральному образу выходит водная масса. При определенной глубине, в зависимости от свойств воды в изучаемом объекте, спектральный образ растительности полностью теряется. В работе С. Аклесона и В. Клемеса (Ackleson, Klemas, 1987), авторы приняли, что глубина 1,9 м (6 футов) является пороговой для распознавания растительности в Чесапикском заливе. При этом авторы отмечают одну любопытную особенность поведения спектрального образа погруженных в воду растений на космических снимках: участки со 100-процентным проективным покрытием растениями спектрально не отличаются от глубоководных участков чистой воды. В своем исследовании С. Аклесон и В.

Клемес использовали маскирование глубоководных участков как метод предотвращения ошибок при классификации погруженных в воду растений.

Для учета водной составляющей ряд исследователей применяют модели, включающие в себя информацию о глубинах (Armstrong, 1993; Dierssen, Zimmerman, 2003). Одним из наиболее часто используемых вариантов является метод линеаризации глубины, разработанный Д. Лизенга в 1978 году (Lyzenga, 1978). Метод предполагает выделение на снимке участков с разными известными глубинами – от самых мелководных до глубоководных и построение линейной зависимости между значениями КСЯ и значениями глубины, для каждого канала. Полученные зависимости используются для приведения всех значений водных объектов на снимке к значениям на одной глубине. Это позволяет говорить о том, что все остальные отклонения в яркости на снимке характеризуют явления, не связанные с глубиной, например, наличие погруженных в воду растений.

Источником вариаций спектрального образа погруженных растений может быть и присутствие сторонних организмов на них, в частности, эпифитов и икры водных обитателей. Изменение спектральной кривой в таком случае очень индивидуально и зависит от того, что находится на растениях и в каких объемах. Например, в работе Р. Армстронга (Armstrong, 1993) показано, как эпифиты могут «сгладить» кривую спектральной яркости в области между красным и ближним инфракрасным участком спектра, значительно понизив спектральную различимость водных растений.

Наличие в воде растворенных и взвешенных частиц значительно видоизменяет образ водных растений. В первую очередь, это касается влияния фитопланктона, растворенного органического вещества и минеральных взвешенных частиц (Han, Rundquist, 2003). В то время как фитопланктон и растворенное органическое вещество присутствуют в основном в водах первого типа (Case 1 waters), то есть в океанских водах, в речных и озерных водах на первое место выходит влияние взвешенных веществ. Чем выше мутность воды, тем больше солнечной радиации отражается от взвешенных частиц и меньше проникает в толщу воды, к погруженным в воду растениям. Поэтому в случаях с высокой мутностью воды спектральный образ растений полностью теряется (Vis et al., 2003).

В меньшей степени сторонним факторам подвержены спектральные образы растений, укореняющихся под водой, но растущих над её поверхностью, например, кувшинковых или осоковых сообществ. Чаще всего значения КСЯ таких видов выше, чем для погруженных растений, и имеют характерные черты спектрального образа растительности с максимумами в зеленой и БИК зонах спектра (Jakubauskas et al., 2000). При уменьшении проективного

покрытия растений на результирующий спектральный образ всё больше начинает влиять вода, снижая значения КСЯ, наиболее быстро в БИК участке спектра.

Особая ситуация наблюдается в прибрежных экосистемах в условиях затопления участков с прибрежной и наземной растительностью во время половодий и паводков (Malthus, George, 1997). При полном или частичном затоплении растений, на их спектральный образ начинают влиять те же факторы, которые влияют на постоянно погруженные в воду растения, что приводит к их спектральной идентичности с последними. Это крайне усложняет задачу дешифрирования растительных сообществ по данным дистанционного зондирования, и требует специальных подходов.

Согласно Е. Адаму и др. (Adam et al., 2009), существует еще две причины, почему в целом водная растительность дешифрируется с таким трудом. Во-первых, водная растительность имеет высокую мозаичность, то есть большое количество видов встречается на небольших площадях. Во-вторых, спектральные образы большинства водных растений обычно очень похожи.

Дешифрирование водной растительности. Первые специализированные работы по картографированию водных растений относятся к 60-м годам прошлого века. Карты строились методом визуального выделения контуров растительности на фотографических снимках, полученных с помощью аэросъемки (Edwards, Brown, 1960). Качество карт определялось высоким пространственным разрешением снимков. Первые спектрометрические работы были проведены в конце 60-х годов. Так, Р. Андерсон (Anderson, 1970) поставил серию экспериментов по распознаванию десяти видов болотной растительности в Чесапикском заливе, используя спектрорадиометр ISCO Model SR. С середины 70-х стали развиваться методы мультиспектральной космической съемки. Например, мультиспектральные изображения, полученные с космического корабля «Союз-22», позволили впервые составить карту водной растительности всего северного Каспия (Атлас…, 1982). При дешифрировании растительности авторы на предварительном этапе изучили спектральные образы предполагаемых классов. Такой анализ позволил сделать вывод о том, что донная растительность изучаемой территории может быть дифференцирована только по проективному покрытию, а не по видовому составу.

На достоверность дешифрирования растительности значительно влияет пространственное разрешение космических снимков. Как показали исследования, съемочные системы высокого разрешения (10-30 м), установленные на такие спутники, как Landsat 5 или SPOT 5, пригодны для дешифрирования находящихся на поверхности водных растений. Но в случаях высокой мозаичности ландшафта и при дешифрировании погруженных в воду видов

они показывают низкую достоверность (Jensen et al., 1986; Jensen et al., 1993; Everitt et al., 2008; Ma et al., 2008). Повышенное пространственное разрешение коммерческих спутников, таких как Quickbird или IKONOS (менее 10 м), позволяет значительно улучшить достоверность классификации водной растительности (Gilmore et al., 2008; Gidley, 2009).

Наиболее простой метод компьютерного дешифрирования, который применяется для картографирования водных растений – это автоматическая кластеризация снимков. В работе С. Гидлей (Gidley, 2009) хорошо продемонстрировано, что такой метод годится для быстрого анализа обширных территорий с выделением крупных классов растительности. Но метод не подходит для видового дешифрирования растений, в особенности погруженных в воду. Только после объединения видовых растительных классов в большие группы по местообитаниям удалось добиться достоверности классификации около 70%. К. Савая и др. (Sawaya et al., 2003) использовали более сложный метод многоуровневой кластеризации. На первом этапе была проведена кластеризация и выделены классы воды, погруженных и находящихся на поверхности растений. Далее каждый из классов выделялся в отдельную маску и проводилась его кластеризация с последующим объединением полученных классов по видам растений. Как и в исследовании С. Гидлей, приемлемой общей точности классификации (80%) удалось добиться только после объединения видовых классов растений в классы по местообитаниям.

В ситуациях, когда кластеризация дает низкие результаты, применяют более точную классификацию с обучением (Ackleson, Klemas, 1987; Yuan, Zhang, 2008). При этом многие исследователи стараются учесть особенности дешифрирования водных растений при классификации по снимкам. Наибольшее влияние на спектральный образ погруженных растений оказывает столб воды, который над ними находится. Соответственно, первая задача, которую необходимо решить – это минимизировать его влияние. Основываясь на методе, предложенном Д. Лизенга (Lyzenga, 1978), и его модификациях, можно исключить в той или иной мере вариацию яркости на снимке, которая зависит от глубины. Методика успешно применялась авторами при дешифрировании морских прибрежных зон или крупных озер, где имеются участки с одинаковым грунтом на разных глубинах (Armstrong, 1993; Schweizer et al., 2005; Zhang, 1998).

Некоторые авторы указывают на мозаичный характер спектрального образа погруженных растений на снимках и используют информацию о текстуре изображения как дополнительный источник данных при анализе (Mumby, Edwards, 2002; Berberoglu et al., 2000). Чтобы использовать максимум информации, содержащейся в мультиспектральных снимках, можно их преобразовать по методу главных компонент. Х. Жанг (Zhang, 1998) показал

эффективность применения преобразованных снимков при дешифрировании водной растительности в озере Хонку в центральном Китае.

Использование алгоритмов, построенных на анализе нейтронных сетей, в ряде случаев дает больший эффект, чем классические методы классификации по снимкам. Например, С. Бербероглу и др. (Berberoglu et al., 2000) при классификации прибрежной растительности в дельтах Турции установили, что использование алгоритма нейронных сетей может повысить точность классификации на 15% по сравнению с методом максимального правдоподобия.

Во всех исследованиях отмечается, что три основные группы водных растений: погруженные, с плавающими листьями и прибрежные (возвышающиеся над водой), уверенно отличаются друг от друга. При этом спектральные образы водных растений, в особенности погруженных в воду, крайне мало различимы, что приводит в большинстве случаев к объединению всех погруженных видов в один класс растительности при дешифрировании данных дистанционного зондирования (Gidley, 2009; Sawaya et al., 2003, Атлас…, 1982).

В настоящее время наиболее активно в области картографирования водной растительности развиваются гиперспектральные технологии съемки (Govender et al., 2007). Данные с повышенным спектральным разрешением обеспечивают более высокую точность классификации, позволяют увереннее разделять виды, чем по данным мультиспектральной съемки (Adam et al., 2010). Существующие космические гиперспектральные системы имеют относительно невысокое пространственное разрешение, и их довольно сложно получить. Авиационные данные доступны для заказа на конкретные даты, и их пространственное разрешение чаще всего бывает лучше 5-10 м. Поэтому наиболее часто для картографирования прибрежных экосистем применяют авиационные съемочные системы, такие как HyMap или AVIRIS.

В исследовании К. Шмидта и А. Скидмора (Schmidt, Skidmore, 2003) показано, что гиперспектральные снимки являются хорошим источником данных при дешифрировании сложных экосистем, таких как болота. Авторы выделили узкие участки спектра, в которых растительность морского побережья различалась по видам. Б. Бекер и др. (Becker et al., 2005) провели схожую серию экспериментов по дешифрированию прибрежной растительности. В исследовании отмечено, что узкие каналы в видимом и ближнем инфракрасном участке спектра позволяют найти различия в видах растений, что невозможно по широким каналам мультиспектральных снимков.

Наиболее часто используемый метод классификации гиперспектральных снимков – это метод спектрального угла, поскольку он позволяет максимально учитывать спектральную

размерность гиперспектральных данных. При использовании метода все пикселы снимка рассматриваются как векторы в пространстве спектральных признаков. Классификация происходит путем сравнения спектрального угла между эталонным вектором и классифицируемым. Л. Ли и др. (Li et al., 2005) успешно применили метод для классификации трех основных прибрежных видов, обитающих на калифорнийском побережье, по данным авиационной бортовой системы AVIRIS.

Одной из проблем при дешифрировании гиперспектральных данных становится высокая размерность данных, которая требует значительных машинных ресурсов, в особенности при применении сложных методов классификации. Использование алгоритмов выделения наиболее информативных каналов значительно увеличивает производительность при анализе гиперспектральных данных. Ц. Ванг и др. (Wang et al., 2007) использовали алгоритм нейронных сетей для дешифрирования прибрежных растительности в Венецианской лагуне. Для оптимизации работы сложного алгоритма на предварительном этапе из 228 каналов съемочной системы CASI было выделено всего 6 наиболее значимых каналов, что позволило во много раз увеличить скорость обработки данных.

Для дешифрирования гиперспектральных снимков имеется специально разработанный набор инструментов, который применяется исследователями для повышения информативности данных. Поскольку прибрежные экосистемы часто являются очень мозаичными, использование методов субпиксельной классификации может дать хорошие результаты. Наиболее распространенный метод субпиксельной классификации – это метод спектральной декомпозиции (Spectral Mixture Analysis). Основная идея метода заключается в том, что каждый пиксел изображения воспринимается как композиция из спектральных образов, которые он захватывает. В случае, если известны «чистые» пикселы, на 100% покрывающие один класс объекта, можно рассчитать долю этого спектрального образа в «смешанных» пикселах. С помощью этого метода С. Файф (Fyfe, 2003) удалось разделить на гиперспектральном снимке три прибрежных вида с высокой достоверностью, что было невозможно с использованием стандартных методов классификации.

При дешифрировании соленых болот Ваттового моря (Нидерланды) К. Шмидт и А. Скидмор (Schmidt, Skidmore, 2003) использовали алгоритм приспособления к спектральным особенностям (Continuum removal), применимый только для гиперспектральных данных. Алгоритм основан на предположении, что имеются определенные диапазоны длин волн, в которых искомые объекты имеют уникальную характеристику. Для поиска этих областей из спектрального образа объекта вычитается линия тренда, что позволяет выделить участки, на которых объект имеет уникальные значения. Основываясь на полученных спектральных

образах, авторы показали, что выделенные 27 классов болотной растительности спектрально различимы между собой. В своем следующем исследовании К. Шмидт и др. (Schmidt et al., 2004) показали также эффективность привлечения дополнительной информации о рельефе при дешифрировании прибрежных экосистем. Они успешно использовали цифровую модель рельефа для создания карты соленых болот на побережье Нидерландов на основе гиперспектральных данных HyMap с выделением 19 классов растительности и грунтов.

Одним из наиболее комплексных методов дешифрирования водных растений можно считать создание деревьев решений (Decision Tree). Пример применения такого дерева решений приведен в работе Е. Хейстр и др. (Hestir et al., 2008) для трех типов водной растительности, преобладающих в дельте рек Сакраменто и Сан-Хуан. Для отделения погруженного вида эгерии густой (*Egeria densa*) от мутных вод авторы используют пороговое значение индекса красного края (Red edge index), который характеризует наклон КСЯ: для воды наклон отрицательный, в то время как для растений - положительный. Для отделения эгерии от осоки используется значение КСЯ в среднем инфракрасном диапазоне, где излучение полностью не попадает в толщу воды, соответственно, все подводные виды должны иметь значения КСЯ, близкие к нулю. На третьем этапе используется метод спектрального угла для разделения эгерии и водорослей. Подобный алгоритм позволил получить достоверность классификации в 92% для проверочных точек.

Как показал обзор литературы, при дешифрировании водной растительности нет определенных методик, дающих всегда хороший результат. Каждый случай требует своего подхода, хотя использование продвинутых методик классификации, с предварительным преобразованием дистанционных данных, в большинстве случаев приводит к повышению достоверности классификации (Adam et al., 2010).

При создании карт водной растительности, основанных на результатах дешифрирования, большинство авторов использует ландшафтный подход. Основой деления водных растениях на самом высоком уровне классификации в легенде служит геоморфологический принцип. Например, при картографировании водных растений северо-восточного Каспия (Атлас…, 1982) авторы выделяют две крупные группы растительности: 1. Донная и 2. Растительность осушки и действия сгонно-нагонных явлений. А. Томсон и др. выделили уровни приуроченности растительности к низинным, средним и высоким морским болотам (Thomson et al., 2010).

При отсутствии выраженной привязанности к рельефу растительность разделяют по морфологическим признакам и условиям произрастания. Чаще всего это три большие группы: 1. Погруженная в воду растительность, 2. Растения с плавающими листьями и 3. Наводные

виды (Lane et al., 2014; Ma et al., 2008; Sawaya et al., 2003). Если детальность классификации снимка позволяет, в каждой группе выделяются доминантные виды водных растений.

В случае, когда изучается распространение конкретного вида растения, чаще всего применяется деление легенды по проективному покрытию вида. Например, И.А. Лабутина и Е.А. Балдина (2009) при картографировании распространения лотоса в дельте реки Волги выделили 5 классов, от сплошных зарослей лотоса до его отсутствия.

Изучение ландшафтов дельты реки Селенги ведется уже на протяжении практически ста лет (Ilyicheva et al., 2015). Значительный вклад в изучение растительности и геоморфологии дельты внес Б.А. Богоявленский, составив в 1979 году карту растительности дельты по аэрофотографическим изображениям (Богоявленский, 1979). В 2001 году по данным спутника ERS была составлена ландшафтная карта дельты (Суворов и др., 2002). В основу классификации легенды были положены генетические типы геосистем и выделены режимы их функционирования.

Наиболее полная и современная ландшафтная карта дельты представлена в статье Е.И. Ильичевой и др. (Ilyicheva et al., 2015). Карта составлена на основе снимков очень высокого разрешения (выше 10 м), цифровой модели рельефа и полевых наблюдений авторов. В основу карты положен геоморфологический принцип выделения ландшафтов, так как авторы полагают, что именно этот фактор является доминирующим в пространственном распределении растительности в дельте. Легенда карты содержит информацию о ландшафтных фациях и о геоморфологических уровнях, на которых эти фации располагаются. Фации объединены в пять групп: леса; кустарники; луга; заболоченные территории и болота; фации, не выраженные в масштабе. Судя по карте, основную растительность дельты составляют луговые (50%) и заболоченные и болотные (30%) фации. На долю лесов и кустарников приходится по 8-9% от общей площади дельты.

Картографированию водной растительности байкальской зоны (включая территории Иркутской области, республики Бурятия и Забайкальского края) также посвящена работа В. Чепиноги и др. (Chepinoga et al., 2013). Работа основывается на анализе литературных источников и полевых работ авторов. Места нахождения видов водной растительности отмечены на картах точками и не дают реального представления о распределении видов в дельте. Подобная информация может быть использована при планировании полевых работ и при составлении легенды к карте растительности.

В работе Ч. Лейна и др. (Lane et al., 2014) представлен интересный метод комбинированного многоуровневого дешифрирования растительности дельты на участке

Среднеустьевского сектора (территория Кабанского заказника). Авторы использовали мультиспектральные снимки WorldView-2. В качестве основного метода дешифрирования была выбрана контролируемая классификация снимков. Для выбора эталонных пикселей на снимках были использованы полевые описания растений, а также информация, полученная путем неконтролируемой классификации изображений методами ISODATA (Итеративный Самоорганизующийся Метод Анализа Данных) и ISA (Индикационный Видовой Анализ). В качестве данных для классификации использовался комбинированный набор данных, состоящий из 8 каналов снимка WorldView-2, дополненных рассчитанным изображением индекса NDVI по каналам 5 (красному) и 7 (БИК1) и изображением текстуры поверхности. Текстура поверхности была рассчитана также по снимку WorldView-2 методом анализа гомогенности пикселей с помощью плавающего окна. Подобная информация полезна в случаях, когда классы растительности на изображении имеют схожий спектральный образ, но различаются по текстуре изображения. Многоуровневая классификация была основана на самом подробном уровне, где авторы выделили 22 класса, далее проводилась генерализация в целях использования полученных карт для анализа явлений различного масштаба. Для самого подробного, 5-го уровня классификации, общая достоверность по проверочным полевым точкам составила 86,5%. При генерализации общая достоверность возрастала и для 1-ого уровня составила 99%. Такая достоверность говорит о высоком качестве классификации и высоком потенциале применения данных дистанционного зондирования для картографирования растительности дельты реки Селенги. Однако для определенных классов, таких как ежеголовник, полевица/болотница и тростник, достоверность классификации оказалась меньше 70%. Также авторы указывают на большую погрешность в разделении классов тростника и осоки, во многом в связи с тем, что эти два класса имеют одинаковые местообитания (на карте два класса объединены в один). Одним из вариантов решения этой проблемы авторы видят использование при картографировании растительности информации о фенологических стадиях изучаемых видов.

Практически та же группа авторов (Lane et al., 2015) провела анализ вклада новых (по сравнению с предыдущими съемочными системами) спектральных каналов спутника WorldView-2 и использования индекса NDVI и текстуры изображения при дешифрировании растительности дельты. В целом, добавочная информация дала всего лишь 8% повышения общей достоверности классификации. Однако для ряда отдельных классов использование дополнительных данных значительно повысило достоверность их дешифрирования. Прибрежный канал (400-450 нм) внес значительный вклад в дифференциацию неглубоких вод и подводной растительности (уменьшение погрешности определения класса до 10%), в то время

как желтый канал (585-625 нм), «красный край» (705-745 нм) и БИК2 (860-1040 нм) были особенно полезны в случаях смешанных местообитаний растительности разных видов (до 16%).

Включение индекса NDVI в набор данных для дешифрирования повысило общую достоверность классификации на 1%. Использование индекса в классификации позволило лучше различить растения с плавающими листьями и погруженную растительность, но, с другой стороны, погрешность для класса растений с плавающими листьями, имеющего очень редкое покрытие, снизилась вдвое. Включение изображения текстуры территории повысило общую достоверность классификации на 2%. Основной вклад заметен для класса кустарников, имеющих сильно отличающуюся от лугов и воды негомогенную текстуру (повышение достоверности на 12%).

Таким образом, можно сделать заключение, что для картографирования болотных экосистем наиболее подходящими являются данные с очень высоким (лучше 10 м) пространственным или спектральным (гиперспектральные съемочные системы) разрешением. В связи с тем, что болотные экосистемы являются одним из наиболее сложных объектов для картографирования, исследователи отмечают необходимость привлечения любой дополнительной информации, которая может быть полезна при дешифрировании, такой как морфология дельты или анализ гомогенности рисунка растительности на снимке. Наиболее перспективным направлением в дешифрировании болотных экосистем считается гиперспектральная съемка. Большинство исследователей полагают, что высокое спектральное разрешение дает больше преимуществ при дешифрировании водной растительности, так как ее спектральный образ очень неоднороден и сильно зависит от глубины погружения растения, мутности воды и ряда других факторов.

Выводы

Прибрежные экосистемы являются одним из наиболее важных, но в то же время сложных, объектов для изучения как инструментальными, так и дистанционными методами. Такие факторы, как труднодоступность территорий и частая изменчивость условий, например, изменение мутности воды, сильно осложняют полевые исследования и делают данные космической и аэросъемки незаменимым инструментом в изучении дельтовых областей рек.

Мировой опыт показывает, что опорой на дистанционные методы возможно решить проблему транспорта взвешенного вещества в дельте и роли водной растительности в этом процессе. Для решения поставленной задачи необходимо разработать методику моделирования концентрации взвеси в воде непосредственно для реки Селенги и методику дешифрирования водной растительности дельты.

В настоящий момент не опубликовано работ вне данного исследования, посвященных количественной оценке связи отражательной способности вод реки Селенги и концентрации взвеси в ней. Существует ряд работ, в которых представлена общая единовременная картина распространения взвешенных частиц по акватории озера Байкал, однако пространственное распределение мутьевых потоков в пределах дельты пока изучается исключительно по полевым данным замеров мутности воды. Полевые обследования не позволяют получить единовременной картины распределения мутности воды по всей территории дельты, поэтому огромная часть информации упускается из виду. Сочетание полевых данных замеров мутности в дельте с одновременной космической или аэросъемкой может дать не только качественную картину распространения мутьевых потоков в дельте, но и количественную оценку концентрации взвеси в воде. Также нет картографического материала, подтверждающего особенности распространения взвеси в дельте и прилегающей акватории озера в зависимости от совокупности факторов, на это влияющих.

В последнее время появился ряд работ, направленных на картографирование водной растительности дельты реки Селенги по данным космической съемки. При этом детальной карты местообитаний водных видов растительности на всю территорию дельты на данный момент не существует. Также нет информации об общей фитомассе водной растительности дельты, так как не имеется оценок площадей, занятых этими видами. В совокупности с полевыми данными, эта информация может являться базовой для оценки биофильтрующей функции дельты.

Всего несколько исследований было проведено по изучению общей фильтрующей функции дельты, но до настоящего момента не предложено методики оценки баланса взвешенных наносов и сопутствующих им поллютантов с разделением на русловую и пойменную составляющие, что связано с практической невозможностью таких расчетов по полевым измерениям.

ГЛАВА 2. МЕТОДИКА ОБРАБОТКИ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЗВЕШЕННЫХ ЧАСТИЦ В РЕКЕ СЕЛЕНГЕ

На территорию исследования имеется обширный полевой материал по замерам мутности и концентрации взвешенных частиц в воде, которые велись в том числе специально в целях дальнейшего дешифрирования космических и авиационных снимков. Такой набор данных позволяет вывести формулы зависимости яркости пикселов снимка от концентрации взвеси в воде для ряда съемочных систем, отличающихся пространственным и спектральным разрешением, технологией съемки. При оценке точности моделей можно сделать выводы относительно наиболее пригодных данных для моделирования концентрации взвеси в дельте реки Селенги.

Отдельной задачей стоит попытка обобщить данные о мутности в дельте реки Селенги и типизировать акваторию дельты по участкам с характерным режимом мутности. Помимо гидрологического аспекта, такие данные могут пригодиться при анализе мест произрастания подводной растительности.

2.1. Исходные данные и их предварительная обработка

Данные дистанционного зондирования

Космические снимки. В работе были использованы данные космической съемки разного пространственного, временного и спектрального разрешения с целью определения наиболее пригодных снимков для решения поставленных задач. Для картографирования полей мутности были использованы снимки Landsat 4-8, UK-DMC2/SLIM-6-22, SPOT 6/NAOMI и Sentinel 2/MSI. Помимо этого, для анализа временной динамики изменения мутности воды в дельте были использованы архивные снимки серии Landsat, доступные с 1989 года.

Снимки Landsat 5/TM, Landsat7/ETM+ и Landsat 8/OLI. Снимки программы Landsat предоставляются в интернете для свободного пользования и являются бесценным источником информации о природных объектах. Спутники выведены на солнечно-синхронную орбиту с периодом обращения 16 дней, что позволяет накапливать архив съемки интересующего объекта примерно каждые две недели. Характеристики съемочных систем представлены в таблице 2.1.

Таблица 2.1. Характеристики съемочных каналов оптических съемочных систем, установленных на спутники Landsat 5 и 7

Режимы	VNIR (TM и ETM+)	PAN (только ETM+)
Спектральный диапазон (нм)	1 - голубой (450-520) 2 - зеленый (530-610) 3 - красный (630-690) 4 - ближний ИК (780-900)	8 - панхроматический (520-900)
Пространственное разрешение (м)	30	15

Данные Landsat 5/TM на территорию изучения доступны с 1989 по 2012 год, данные Landsat 7/ETM+ доступны с 1999 год по настоящий день, однако, после выхода из строя одного из элементов в 2003 году, имеют значительные искажения и не пригодны в большинстве случаев для картографических целей.

С 2013 года доступны данные Landsat 8/OLI, последнего на данный момент из выведенных на орбиту спутников программы. Обеспечивая преемственность данных, большинство съемочных каналов радиометра OLI практически идентичны каналам TM и ETM+, но добавлено несколько новых.

Полоса охвата всех снимков серии составляет 185 км, что позволяет единовременно получить съемку регионального масштаба с высоким пространственным разрешением.

Для определения зависимости яркости пикселей снимка от мутности воды были использованы снимки, полученные в период экспедиционных исследований на реке Селенге. В ходе экспедиции 2011 года полевые исследования в бассейне реки Селенги проводились в августе. Для этого периода имеются снимки Landsat5/TM, охватывающие среднее течение реки Селенги и ее дельту. Снимки получены с промежутком в 1 день, так что изменение мутности за этот период можно считать незначительным и пренебречь им.

В ходе второй экспедиции полевые исследования проходили в июле 2013 г. В этот момент Landsat 5 уже был выведен с орбиты, но начал функционировать Landsat 8. Масштабные исследования мутности проходили только в дельте реки Селенги, поэтому снимки были использованы только на ее территорию. Целиком дельта попадает на два соседних кадра одного пролета Landsat 8/OLI. В работе были использованы кадры 23 и 24 витка 133, снятые 21 июля 2013 года

Рисунок 2.1. Снимок Landsat 8/OLI с указанием границы между кадрами

(Рисунок 2.1). Для проверки точности модели мутности воды были также использованы снимки Landsat 8/OLI, полученные в период третьей и четвертой экспедиций в июле 2014 и 2015 годов. Снимки были сделаны 24 июля 2014 года и 20 июля 2015 года.

Для оценки баланса взвешенных наносов и анализа маршрутов распространения твердого стока реки по прилегающей акватории озера Байкал были использованы архивные данные со спутников Landsat 5, 7 и 8, полученные с 1989 по 2015 год, всего 82 изображения.

Снимок UK-DMC2/SLIM-6-22. Для того, чтобы изучаемая территория в 2013 году была гарантированно отснята со спутника в период экспедиции, был произведен заказ съемки с коммерческого спутника UK-DMC2. Съемочная система SLIM-6-22, установленная на спутнике, снимает в 3 спектральных каналах (Таблица 2.2). Основное достоинство спутника – ширина полосы захвата территории в 660 км и повторяемость съемки через каждые пять суток.

Таблица 2.2. Характеристики съемочных каналов UK-DMC2/SLIM-6-22

Режимы	VNIR
Спектральный диапазон (нм)	1 - зеленый (520-600) 2 - красный (630-690) 3 - ближний ИК (770-890)
Пространственное разрешение (м)	22

В период экспедиционных исследований 2013 года спутнику удалось снять в малооблачную погоду исследуемую территорию только три раза: 14, 21 и 23 июля. В работе был использован снимок, полученный 21 июля (Рисунок 2.2), так как он наименее покрыт облаками и получен в одну дату со снимком Landsat 8/OLI, что в дальнейшем удобно использовать для сравнения результатов, полученных с двух разных съемочных систем.

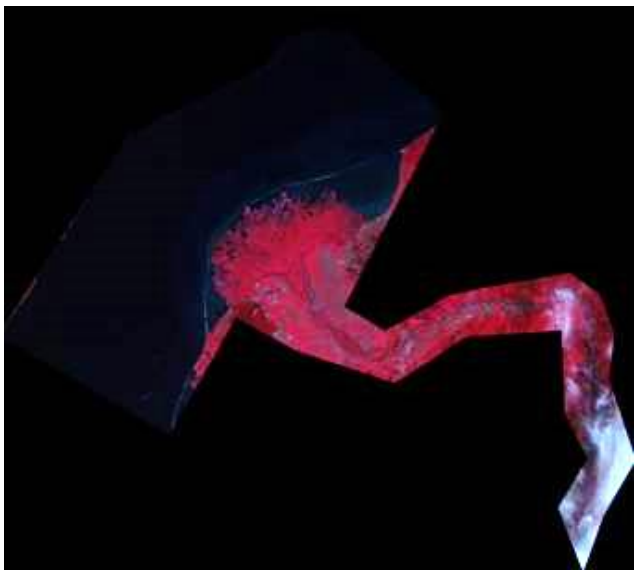


Рисунок 2.2. Российская часть реки Селенги с прилегающей акваторией озера Байкал на снимке UK-DMC2/SLIM-6-22

Снимок SPOT 6/NAOMI. SPOT 6 является коммерческим спутником сверхвысокого разрешения, позволяющим картографировать природные объекты с максимальной детальностью. Съемочная система имеет ширину полосы охвата 60 км и снимает в пяти спектральных каналах (Таблица 2.3).

Таблица 2.3. Характеристики съемочных каналов SPOT 6/NAOMI

Режимы	VNIR	PAN
Спектральный диапазон (нм)	1 - голубой (450-520) 2 - зеленый (530-590) 3 - красный (625-695) 4 - ближний ИК (760-890)	5 - панхроматический (450-745)
Пространственное разрешение (м)	6	1,5

В работе использован снимок, полученный 16 июля 2014 года (Рисунок 2.3), в период проведения полевых экспедиционных работ. Поскольку снимок имеет наилучшее пространственное разрешение из имеющихся данных, он был использован для крупномасштабного изучения концентрации взвеси в акватории дельты и для проверки зависимостей, полученных для других съемочных систем.

Рисунок 2.3. Дельта Селенги на снимке SPOT 6/NAOMI

Снимок Sentinel 2/MSI. Sentinel 2 – это семейство спутников мониторинга Земли, ведущих съемку земной поверхности с 2015 г. Данные со спутников распространяются в открытом доступе и являются лучшей альтернативой данным серии Landsat по доступности, охвату территории, пространственному и временному разрешению. На борту спутников установлена единственная съемочная аппаратура – оптико-электронный сканер MSI с вариативным пространственным и спектральным разрешением в зависимости от длины волны. Ширина полосы охвата съемки 290 км, повторяемость съемки – 5 суток. Съемочная система имеет 13 каналов, чьи характеристики представлены в таблице 2.4.

Таблица 2.4. Характеристики съемочных каналов Sentinel 2/MSI

Режимы	VNIR	Red Edge VNIR	Coastal & SWIR
Спектральный диапазон (нм)	2 - голубой (460-520) 3 - зеленый (545-580) 4 - красный (650-680) 8 - ближний ИК (785-900)	5 - красный (697-712) 6 - ближний ИК (732-747) 7 - ближний ИК (773-793) 8a - ближний ИК (855-875)	1 – побережья и аэрозоли (433-453) 9 – средний ИК (935-955) 10 – средний ИК (1360-1390) 11 – средний ИК (1565-1655) 12 – средний ИК (2100-2280)
Пространственное разрешение, (м)	10	20	20-60
Спектральное разрешение (нм)	30-115	15-20	20-180

Наличие специальных каналов в зоне «красного края» в сочетании с высоким пространственным разрешением делает снимки Sentinel 2 предельно полезными для картографирования природных объектов, в особенности растительных покровов.

Рисунок 2.4. Дельта Селенги на снимке Sentinel 2/MSI

На территорию исследования имеется только один снимок, сделанный близко к периоду проведения экспедиционных исследований (Рисунок 2.4). В 2016 году исследования проводились в начале августа, снимок доступен только за 16 августа. На снимке заметна небольшая облачность над акваторией озера, однако дельту Селенги облака практически не затрагивают.

Аэросъемка с дельталета. В рамках проекта «Леман-Байкал» в течение трех сезонов в 2013-2015 годах была выполнена съемка акватории дельты с дельталета **ULM**. Во время экспедиционных исследований рабочая высота составляла 1500-2000 м, скорость 60 км/ч, что обеспечивало сбор данных в течение 2-3 часов с территории приблизительно 100 км^2. Дельталет управляется пилотом, съемка ведется в полуавтоматическом режиме и контролируется оператором, в качестве которого в том числе выступал автор работы (Рисунок 2.5).

Рисунок 2.5. Процесс съемки с дельталета. Фото Г. Шинкаревой

За три полевых сезона набор съемочных систем на дельталете менялся. Основная съемочная аппаратура на дельталете была представлена гиперспектральной камерой сканирующего типа **Headwall Phonics Micro Hyperspec VNIR.** Камера позволила получить изображения в видимом и ближнем инфракрасном участках спектра в 250 каналах (400-860 нм) с очень высоким спектральным разрешением 1,86 нм. Пространственное разрешение получаемых данных с рабочей высоты составило примерно 0,7 м. Для последующей фотограмметрической

обработки на дельталете был установлен блок с GPS и INS системами, собиравшими информацию о координатах, высоте, крене, тангаже и рыскании летательного аппарата. Для обеспечения дополнительной геометрической калибровки данных в 2013 году одновременно велась съемка фотокамерами Sony NEX-5r с пространственным разрешением 0,2 м. В 2014-2015 годах фотокамеры были заменены на собственную разработку EPFL (Швейцарская высшая техническая школа Лозанны) - гиперспектральную камеру с покадровой съемкой OXI (16 каналов, в диапазоне от 450 до 630 нм, разрешение 0,3 м).

Съемка с дельталета обладает многими свойствами съемки с самолета, при этом значительно менее требовательна в ресурсах. Основным достоинством воздушной съемки является возможность снимать в конкретное время только ту территорию, которая необходима, что позволяет достигнуть практически идеальной синхронизации полевых отборов проб воды и данных дистанционного зондирования. Так же данные, получаемые с небольших высот, не имеют значительных атмосферных искажений, которые неизменно присутствуют при съемке из космоса. Основной проблемой такого вида съемки являются погодные условия. При ветровых порывах летательный аппарат начинает сильно крениться в разные стороны, что приводит к размытию съемочных кадров и появлению отклонений от зенитной съемки. В связи с постоянно меняющимся освещением во время полета и разными условиями атмосферы в разные дни полетов, блоки данных внутри одного полета и полетов в целом между собой значительно не совпадают по радиометрическим характеристикам.

Наиболее полно дельта была отснята с дельталета в ходе экспедиции 2014 года (Рисунок 2.6). Эти данные были использованы для расчета концентрации взвеси в воде. За время экспедиции было произведено 32 вылета дельталета, в ходе которых было отснято более 3000 снимков. Основные маршруты пролегали вдоль озерного края дельты реки Селенги, охватывая часть дельтовой суши и прилегающую акваторию озера.

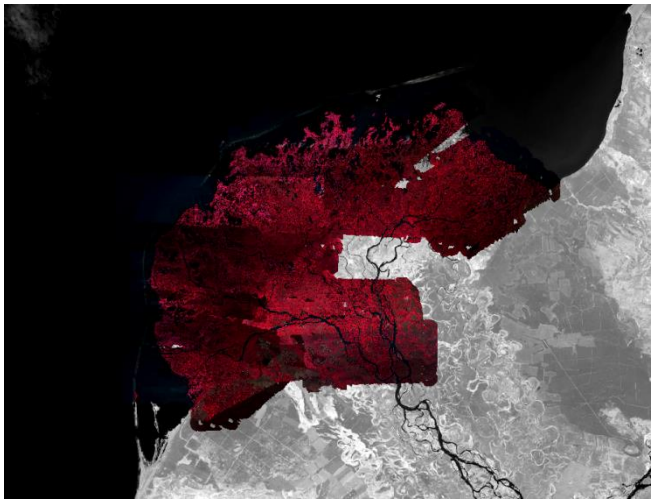


Рисунок 2.6. Мозаика снимков ULM/Headwall, 2014 г.

Коррекция снимков

Для получения универсальных зависимостей, которые могут быть применены не только для используемых снимков, но и для всех снимков в серии, необходима процедура коррекции

изображений. Коррекция снимков подразумевает два этапа – радиометрическую калибровку и атмосферную коррекцию. В радиометрической коррекции нуждаются все снимки, кроме данных Sentinel 2, поставляемых в уже скорректированном формате. Снимок UK-DMC2/SLIM-6-22 был получен без метаданных, в связи с чем его радиометрическая коррекция была невозможна. Атмосферная коррекция на этапе моделирования мутности воды необходима, в первую очередь, для снимков серии Landsat, так как полевые данные 2011 года попадают сразу на несколько изображений, а не на одно, однако для универсальности желательна для всех снимков.

Радиометрическая коррекция. Для того, чтобы оперировать равнозначными значениями яркости на серии разновременных космических снимков, желательно выполнить радиометрическую коррекцию. Снимки, полученные с одного спутника, имеют очень схожие параметры, соответственно, радиометрическая коррекция для них не обязательна, но желательна. При использовании данных с различных съемочных систем радиометрическая коррекция необходима.

Радиометрическая коррекция снимков серии **Landsat** была выполнена по методу, описанному в работе Г. Чандера и др. (Chander et al., 2009). Она включает в себя радиометрическую калибровку и коррекцию за условия освещения, позволяя перейти от «сырых значений яркости» DN к коэффициенту отражения ρ. Все используемые параметры поставляются Геологической службой США в метаданных снимков.

Для коррекции **SPOT 6** была использована методика перехода от значений DN к значениям коэффициента отражения по методике, описанной Л. Кёрдевей и Дж. Субирейн (Coeurdevey, Soubirane, 2013).

Коррекция гиперспектральных снимков **ULM/Headwall** проводилась в программном пакете HypOS, разработанном специалистами лаборатории TOPO (EPFL) для обработки данных этой камеры. Радиометрическая и атмосферные коррекции проводятся автоматизированным алгоритмом STEAC, разработанным Куберо-Кастаном и др. (Cubero-Castan et al., 2015). Коррекция за условия освещения проводится с помощью измерений белой панели с известными отражательными свойствами, до и после полета. Несмотря на значительное улучшение изображений после коррекции, их качество всё равно остается низким. Главная проблема, не решенная в программном продукте HypOS — это коррекция освещения в пределах полета. Из-за постоянно меняющегося освещения соседние участки снимков имеют сильные яркостные различия, что в дальнейшем очень сильно сказывается на результатах дешифрирования.

Снимки ULM/Headwall доступны в качестве не хуже 1 м, но их обработка требует огромных машинных ресурсов. В связи с ограниченностью ресурсов, а также возможности дальнейшей более быстрой обработки изображений, снимки были экспортированы в разрешении 5 м.

Атмосферная коррекция. Атмосферная коррекция подразумевает, в первую очередь, абсолютное или относительное исключение влияния дымки, так как на безоблачных снимках именно дымка создает вариации в яркостных значениях пикселов одинаковых объектов, чаще всего завышая, но иногда и занижая все значения (Hadjimitsis et al., 2004). Без атмосферной коррекции использование серии снимков даёт ложную картину, так как одни и те же объекты на разных снимках будут иметь разную яркость.

Абсолютная атмосферная коррекция подразумевает под собой получение данных яркости пикселов идентичных реальной отражательной яркости объектов на местности (Chavez, 1996). Такая коррекция может быть выполнена только с использованием данных наземных спектрометрических наблюдений. Относительная атмосферная коррекция подразумевает приведение серии снимков «под один знаменатель», то есть задание всей серии некоего единого значения параметров атмосферы. Чаще всего при относительной атмосферной коррекции выбирается один «эталонный» снимок, а остальные снимки серии приводятся к его значениям.

Существует большой арсенал методов атмосферной коррекции, преследующих разные цели. Основные из них – это обеспечение корректного отображения объекта во всех каналах мультиспектрального снимка и на серии разновременных снимков, увеличение четкости изображения и обеспечение извлечения физических параметров. В данной работе интересен только последний пункт, так как визуализация снимков не важна, а важны именно физические параметры, которые можно получить с них.

Среди наиболее распространённых можно выделить способ объектов постоянной яркости, способ темных объектов, способ приведения гистограмм, способ уменьшения контраста (Mahiny, Turner, 2007).

При способе объектов постоянной яркости для разновременных снимков рассчитываются линейные соотношения между измеренным и наземным коэффициентом яркости объекта в каждой спектральной зоне. Способ темных объектов подразумевает наличие в пределах снимка таких объектов, которые имеют минимальную яркость в данной зоне спектра (водоемы, густые тени). Следовательно, на серии разновременных снимков такие объекты должны обладать одинаковой яркостью и все отклонения – это и есть влияние атмосферы. Способ приведения гистограмм предполагает, что гистограммы распределения значений

отражательной способности одинаковы для областей ясного и облачного неба. После выделения ясных областей, к ним приводят гистограммы облачных участков. Способ уменьшения контраста подходит для участков с очень однородным коэффициентом отражения, следовательно, вариации получаемого на спутнике сигнала будут определяться свойствами атмосферы.

После анализа представленных выше способов было решено, что метод темных объектов является наиболее подходящим для решения поставленной задачи. Такой выбор обусловлен тем, что в пределы снимков попадает обширная акватория озера Байкал, глубина и прозрачность вод которого не позволяет сомневаться в том, что воды в его центральной части имеют минимальные значения яркости пикселов на мультиспектральном снимке.

В связи с тем, что полевых данных о спектральной яркости чистой воды Байкала не было, использовали один эталонный снимок, где значения яркости оставались неизменными. Остальные значения яркости, полученные с других снимков, были скорректированы относительно эталонных значений.

Эталонным был выбран снимок 17 августа 2011 года (23 кадр 133 витка). Для него были определены значения чистой воды Байкала в четырех зонах. Аналогичные значения были получены для снимка за 19 августа 2011 г. и приведены к значениям эталонного снимка. Эти значения можно увидеть в таблице 2.5.

Таблица 2.5. Значения коэффициента отражения ρ открытой воды Байкала в четырех зонах спектра

Каналы	17.08.2011	19.08.2011	Разница
Blue	0,0712	0,0794	0,0082
Green	0,0451	0,0485	0,0034
Red	0,0200	0,0258	0,0058
NIR	0,0119	0,0155	0,0036

Таким образом, для каждой точки полевых измерений 2011 г. были получены значения яркости пикселов снимка, приведенные на верхнюю границу атмосферы и скорректированные между собой за влияние атмосферы.

В связи с тем, что снимки Sentinel 2/MSI имеют высокий потенциал применения для решения поставленных задач в будущем, было решено провести их атмосферную коррекцию. Это позволило сделать формулы зависимости спектральной яркости пиксела от мутности воды более универсальными. В приложении SNAP имеется модуль атмосферной коррекции для снимков Sentinel 2/MSI sen2cor (Sen2Cor Software Release Note), который был опробован. Одновременно снимок был обработан в приложении ACOLITE (ACOLITE Python User Manual),

разработанном специально для атмосферной коррекции снимков водных поверхностей. Обе программы дали не удовлетворительный результат, выраженный в первую очередь в избыточной коррекции изображений. Некоторые области с малыми значениями мутности воды в дельте после коррекции получили отрицательные значения яркости пикселей, одновременно влажные заболоченные участки стали практически не отличимыми от полностью затопленных, что в дальнейшем могло бы сильно повлиять на качество моделирования. В качестве альтернативного варианта была опробована более простая атмосферная коррекция методом извлечения темного объекта (Dark Object Subtraction), доступным в программном продукте QGIS (Congedo, 2016). Скорректированные данные показали лучшие результаты и в итоге были использованы для моделирования.

Полевые данные

Для картографирования мутности воды необходимо иметь полевые данные, по которым возможно рассчитать переход от оптической яркости снимка к значениям мутности воды. Чтобы получить карты в физических величинах концентрации взвеси в воде необходимы полевые данные о связи оптической мутности воды с концентрацией взвешенных частиц в ней. Для сбора материала в дельте реки Селенги было проведено пять экспедиционных исследований в период с 2011 по 2016 год, последние четыре из них при непосредственном участии автора.

Во время экспедиционных исследований измерение концентрации взвеси в воде проводилось двумя методами: гравиметрическим и нефелометрическим. Первый метод предполагает отбор проб воды и их фильтрование через специальную фильтровальную установку для расчета взвеси, которая осаждается на фильтре. Второй метод применяется для мгновенных измерений мутности в полевых условиях и основан на измерении интенсивности света, рассеянного взвешенными частицами. В турбидиметре, использованном в работе, единицами измерения служат NTU с диапазоном измерений от 0 до 1000 единиц. Для перехода от оптических единиц (T) к весовым (S) для каждого района исследования по результатам одновременного измерения двумя методами строится зависимость $S=f(T)$.

В полевых данных 2011 года имеется 32 точки с замерами концентрации взвеси в воде реки Селенги и её крупного притока реки Джиды, полученные без участия автора с 8 по 19 августа.

Полевые данные 2013-2016 годов содержат точки полевых описаний в пределах дельты реки Селенги и в прилегающей акватории озера Байкал (Рисунок 2.7). Измерения проводились

как гравиметрическим, так и нефелометрическим методами. Погрешность пересчета значений оптической мутности в весовые значения концентрации взвеси составила 3 мг/л.

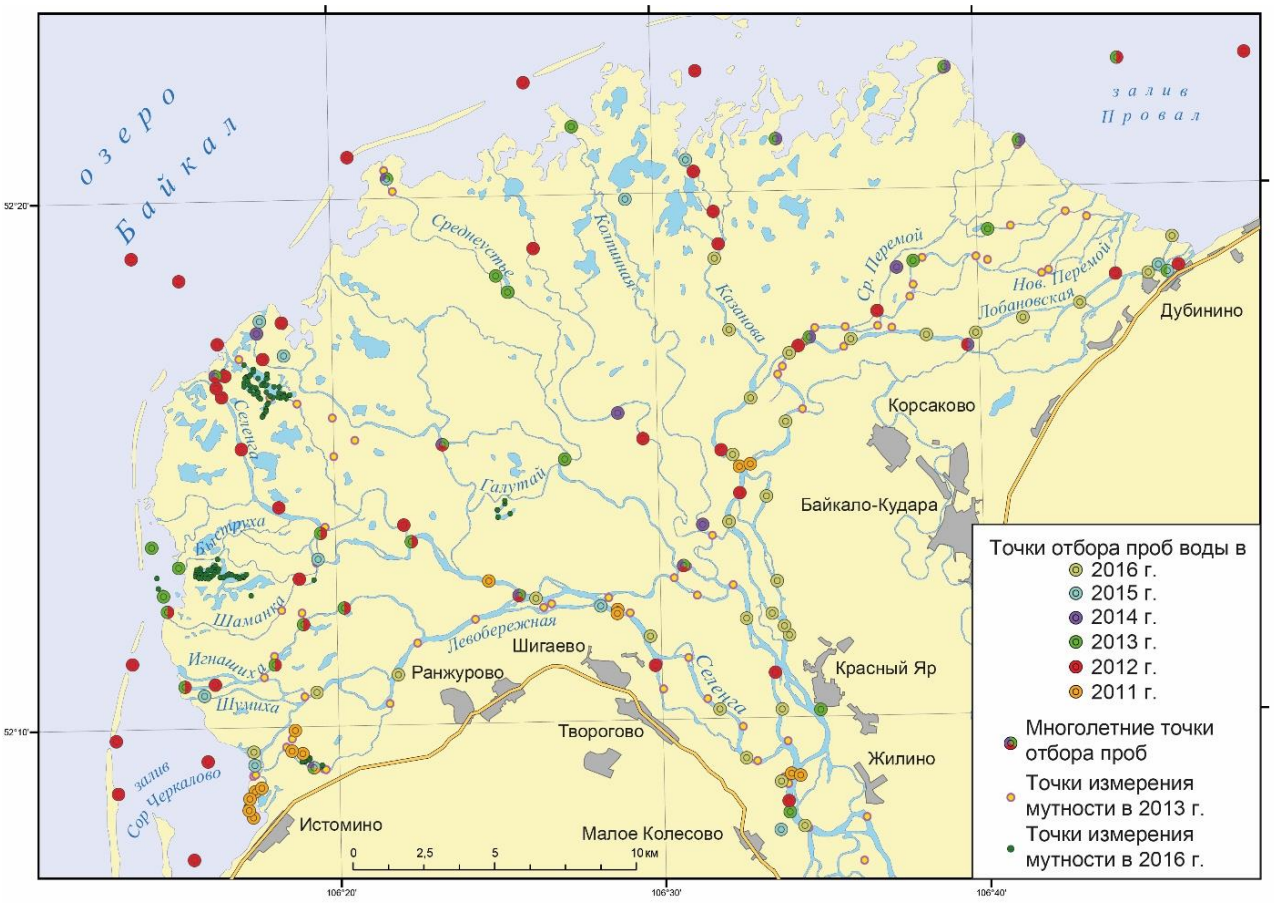


Рисунок 2.7. Положение точек полевых измерений в дельте реки Селенги в 2011-2016 гг.

Данные о концентрации взвеси были получены разными путями. Во-первых, этот показатель является одним из основных параметров, учитываемых при комплексных геохимических описаниях. Такие измерения проводились каждый год, но носили сопутствующий характер, так как изменение мутности не является основным параметром, по которому выбирались места геохимических точек. Количество точек для каждого года сравнительно небольшое и его не хватает для создания уверенной зависимости между мутностью воды и яркостью снимка. В связи с этим было решено собрать дополнительный набор данных именно в целях моделирования мутности воды по дистанционным данным. Данные собирались при маршрутном измерении мутности оптическим (нефелометрическим) методом. В 2013 году было выполнено определение мутности в 98 точках в протоках дельты, в 2016 году было выполнено ещё 38 таких определений, значения мутности в которых впоследствии были пересчитаны в значения концентрации взвешенных частиц. В 2014-2015

годах информация о концентрации взвешенных частиц специально не собиралась и была получена как один из параметров геохимического изучения качества воды в дельте.

Если суммировать, то общее количество измерений концентрации взвешенных частиц и мутности воды за 2011, 2013-2016 года, которые были использованы при моделировании и верификации моделей, составило 340 точек.

Полевые исследования проводились командой аспирантов и студентов кафедр гидрологии суши и геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ при непосредственном участии автора: в 2013 году в период с 6 по 26 июля, в 2014 году с 29 июля по 16 августа, в 2015 году с 14 по 17 июля, в 2016 году с 28 июля по 8 августа. Все исследования проходили в середине-конце лета, когда на Селенге наблюдается паводочный водный режим, и охватывают диапазон изменения концентрации взвеси в воде около 50 мг/л.

В связи с тем, что данные о концентрации взвеси в воде далее были использованы для моделирования зависимостей, на подготовительном этапе выборки каждого года были проверены на нормальность, чтобы исключить грубые ошибки. Нормальность распределения оценивалась по коэффициентам эксцесса и асимметрии выборки, коэффициенты детерминации и визуально по графику нормального распределения. Значения первых двух коэффициентов при идеальном нормальном распределении равняются 0, график нормального распределения стремится к линейной зависимости с наклоном 45^0 и коэффициентом детерминации $R^2 = 1$. Полученные значения для выборок 2011, 2013-2016 годов представлены в таблице 2.6.

Таблица 2.6. Диапазон измеренных в полевых условиях значений концентрации взвеси и параметры проверки выборок полевых данных на нормальность распределения

Год	Количество точек	Минимальное значение	Максимальное значение	Диапазон значений	Э	А	R^2
		мг/л					
2011	32	1,4	47,4	46,0	-0,32	0,66	0,93
2013	98	0,1	27,9	27,8	-0,28	-0,95	0,85
2014	49	1,9	34,0	32,1	-0,96	-0,22	0,96
2015	32	2,3	25,9	23,6	0,57	0,74	0,89
2016	38	4,9	52,1	47,2	-0,07	0,94	0,92

Э – эксцесс и А – асимметричность графика нормального распределения

Данные таблицы свидетельствуют о том, что распределения в выборках по годам не соответствует нормальному, но характер отклонений коэффициентов асимметрии и эксцесса от нулевых значений параметров указывает на их случайный характер, так как отклонения не имеют определенной направленности, принимая в отдельные годы как положительные, так и отрицательные значения. На близость фактических распределений нормальному указывает

также коэффициент детерминации, стремящийся к единице. Согласно исследованиям (Елисеева, Юзбашев, 2004), считается правомерным использовать модели, основанные на данных с отклонениями от нормального распределения, так как их результаты достоверны.

2.2. Определение зависимости спектральных характеристик воды от концентрации взвешенных частиц по наземным и дистанционным данным

Для всех типов данных дистанционного зондирования был использован один и тот же принцип определения связи яркости пиксела с мутностью воды, основанный на полевых измерениях. Процедура состоит из нескольких шагов: получение координат точек полевых замеров мутности, выбор спектрального канала, по которому будет проводиться моделирование мутности, построение графика зависимости двух величин и определение оптимального вида аппроксимирующей кривой, оценка точности модели (Тарасов, Тутубалина, 2018). При этом предварительно весь массив данных с измерениями концентрации взвешенных частиц был случайным образом разделен в пропорциях 2 к 1, то есть 2/3 точек использовались для построения модели, 1/3 – для ее верификации.

На первом этапе необходимо получить достоверные данные о положении точек замеров мутности. При этом необходимо учесть, что точки, представленные в геоинформационной системе, не в полной мере совпадают с реальным расположением места отбора пробы, их положение представлено с погрешностями. Во-первых, это погрешность определения координат с помощью навигационных GPS-приемников, которая может достигать нескольких метров при определении плановых координат. Во-вторых, это возможное несоответствие места определения координат месту реального отбора проб (например, если проба бралась в реке, а координаты записали на берегу). В-третьих, при отборе пробы часто не виден подводный рельеф, который в случае мелководья может сильно исказить значение яркости на снимке. Кроме того, решающее значение имеет соответствие ширины водотока пространственному разрешению снимка. Если ширина водотока меньше трех пикселов снимка (в случае Landsat5/TM, например, это 90 м), то данные отбора проб фактически использовать нельзя. Пиксел, попадающий на границу суши и воды, отображает осредненную характеристику яркости, в реальности не свойственную ни суше, ни воде. В связи с тем, что некоторое количество проб отбиралось вблизи берега, точки наблюдений иногда попадали на такие пограничные пикселы.

При автоматическом получении значений яркости во всех точках на снимке, соответствующих точкам отбора проб и при вычислениях уравнений связи по ним, перечисленные выше погрешности суммируются и результат не подлежит дальнейшей

обработке. В отличие от компьютера, оператор может визуально отбраковать точки, которые не подходят для анализа, и выбрать подходящие пикселы для получения значений яркости. Для минимизации случайного фактора в качестве итогового значения яркости следует использовать среднее значение яркости трех пикселей в окрестностях точки отбора проб.

Следующим этапом является выбор спектрального канала съемки. При дешифрировании параметров речных вод возможно использование любых каналов видимого и ближнего инфракрасного диапазона. Это связано с высокой однородностью толщи воды в реке, по сравнению с озерными и океаническими водами. Также мутные воды не пропускают излучение ко дну, соответственно картина яркости, кроме мелей, не искажается донным отражением. Поэтому интегральная яркость воды во всех каналах примерно одинакова. Чтобы проверить, в каком канале зависимость яркости пиксела (ρ) от концентрации взвеси в воде (S) наиболее выраженная, был проведен эксперимент для снимка Landsat5/TM 2011 года. Для этого был построен график связи двух величин и рассчитана аппроксимирующая прямая. Несмотря на то, что фактически яркость пикселей на снимке зависит от физической величины концентрации взвеси в воде, нам интересен обратный процесс – расчет на основе знаний о яркости пикселей характеристики воды. При построении графиков значения переменных X и Y были поменяны местами, что позволило получить необходимые для моделирования уравнения связи, но одновременно в тексте была оставлена первоначальная формулировка, описывающая реальный процесс (Приложение 1, пример на рисунке 2.8).

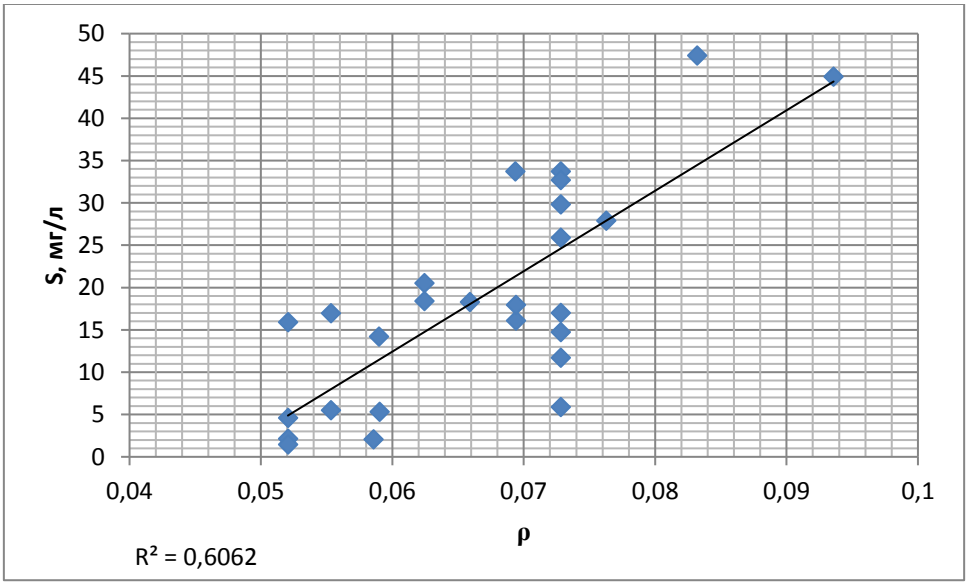


Рисунок 2.8. График зависимости яркости на снимке Landsat 5/TM (17.08.2011) в зеленой зоне от концентрации взвеси в воде

На графиках выведен коэффициент детерминации (R^2), показывающий, насколько точно аппроксимирующая прямая описывает связь между параметрами. Согласно шкале Чеддока

(Hays, 1988) связь считается умеренной при величине коэффициента детерминации 0,3-0,5, заметной при 0,5-0,7, высокой при 0,7-0,9 и весьма высокой при 0,9-0,99. В нашем случае наилучшие результаты наблюдаются для зеленого и красного каналов, для которых коэффициент равен 0,6, что говорит о заметной связи параметров. Для голубого и зеленого каналов коэффициент значительно ниже, 0,44 и 0,37 соответственно. Если проанализировать расположение облака точек для этих двух каналов, можно сделать выводы относительно причин такой слабой связи. В голубом канале точки располагаются с большим разбросом, чем в двух других, что говорит о шумности данных, так как голубая зона спектра наиболее подвержена влиянию атмосферы. Точки в БИК канале сильно сосредоточены около значений коэффициента спектральной яркости 0,3-0,4, то есть различным значениям концентрации взвеси в воде соответствуют одни и те же значения яркости. В дельте значения концентрации взвешенных частиц очень малы, и возможно БИК канал обладает недостаточной чувствительностью для определения различий в диапазоне 0-30 мг/л. Таким образом, было решено, что оптимальными каналами для изучения дельты реки Селенги и прилегающей акватории озера Байкал являются зеленый и красный.

В литературе встречаются варианты применения различных типов аппроксимирующих кривых в зависимости от диапазона значений концентрации взвесей в воде. Так как при малых значениях зависимость спектрального образа от концентрации взвеси линейная (Doxaran et al., 2002), логично использовать при моделировании уравнение линейной регрессии. Также эксперимент показал, что результаты моделирования концентрации взвеси при различных вариантах аппроксимации кривой практически совпадают. В связи с этим было решено для всех зависимостей использовать линейное уравнение аппроксимирующей кривой.

Снимки серии Landsat были выбраны как основные для моделирования мутности воды. Главным достоинством Landsat является обширный архив накопленных данных, а также постоянное его пополнение новыми регулярными съемками. При этом снимки имеют высокое пространственное разрешение, позволяющее использовать для анализа полевые данные, полученные в протоках дельты.

В 2011 году, когда стали доступны первые полевые данные, на орбите вели съемку спутники Landsat 5/TM и Landsat 7/ETM+. В связи со сбитой коррекцией съемочной системы спутника Landsat 7, было решено использовать данные спутника Landsat 5. Полевые данные попадают на два изображения, снятых с небольшим промежутком времени. При использовании данных с обоих снимков, зависимость для 2011 года значительно улучшается по сравнению с той, что была получена только для одного снимка, в связи с увеличением количества точек для

моделирования. Графики зависимости для зеленой и красной зоны Landsat 5/TM представлены в приложении 2.

В 2013 году был набран специально большой объем данных о концентрации взвешенных частиц в воде для моделирования ее по снимкам с космического аппарата Landsat 8, который заменил собой спутник Landsat 5. Большим достоинством снимков Landsat 8/OLI является наличие панхроматического канала с пространственным разрешением 15 м. Повышение в два раза пространственного разрешения позволило использовать больше точек для анализа, включив в себя те точки, что попадают в более узкие протоки (Рисунок 2.9). Графики зависимости спектральной яркости от концентрации взвеси в воде для трех каналов Landsat 8/OLI представлены в приложении 3.

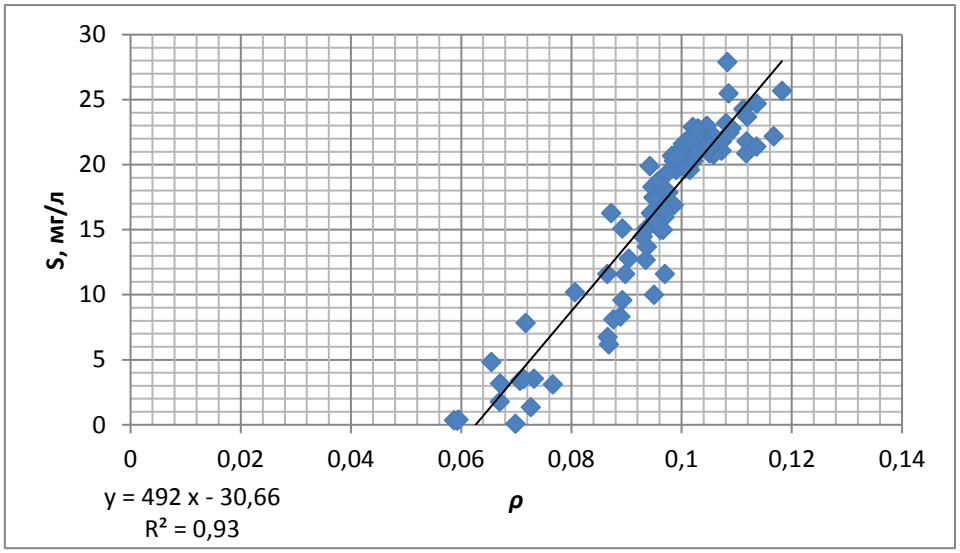


Рисунок 2.9. График зависимости яркости на снимках Landsat 8/OLI (21.07.2013) в панхроматическом канале от концентрации взвеси в воде

Зависимости, полученные в ходе анализа снимков 2011 и 2013 годов представлены в таблице 2.7.

Таблица 2.7. Уравнения регрессии зависимости яркости на снимках со спутников серии Landsat (ρ) от концентрации взвешенных частиц в воде (S)

Спутниковая система	Диапазон спектра, нм (канал)	Уравнение зависимости	R	R^2	Среднее отклонение, мг/л
Landsat 5/TM	530-610 (зел)	$S = 671{,}14\ \rho - 28{,}12$	0,93	0,86	4 (9%)
	630-690 (кр)	$S = 697{,}52\ \rho - 16{,}83$	0,92	0,85	4 (9%)
Landsat 8/OLI	530-600 (зел)	$S = 505{,}68\ \rho - 38{,}06$	0,93	0,87	2 (8%)
	600-680 (кр)	$S = 429{,}11\ \rho - 17{,}53$	0,93	0,87	2 (8%)
	500-680 (панхром)	$S = 492\ \rho - 30{,}66$	0,96	0,93	2 (7%)

Все уравнения свидетельствуют о положительной связи концентрации взвешенных частиц в воде и яркости пикселей снимков Landsat.

Статистическая проверка моделей. Для полученных моделей был проведен статистический анализ достоверности. При достаточном для данного типа исследования уровне надежности 95% были рассчитаны значения дисперсии выборки, доверительный интервал, стандартное отклонение, среднее отклонение в абсолютных и относительных единицах, коэффициенты корреляции и детерминации, проверены остатки на нормальность и проведен анализ качества регрессионной модели F-критерием Фишера. Значения всех параметров представлены в приложении 4.

Коэффициент корреляции (R) – это показатель связи между двумя переменными. Все зависимости имеют R>0,92 (Таблица 2.7), что говорит об очень высокой связи параметров. Квадрат коэффициента корреляции - коэффициент детерминации, показывает какая доля дисперсии результативного признака объясняется влиянием независимых переменных (Кобзарь, 2006). В нашем случае он может быть интерпретирован следующим образом: какая доля вариации значений спектрального отражения обусловлена концентрацией взвеси в воде и какая приходится на остальные параметры воды и атмосферы. Для снимков Landsat коэффициенты R^2 для всех зависимостей имеют значения выше 0,85, что говорит о высокой доле влияния концентрации взвеси на спектральный образ воды. Следует отметить, что наивысший коэффициент детерминации (0,93) наблюдается в панхроматическом канале, что, скорее всего, связано с лучшим пространственным разрешением.

Для оценки погрешности расчетов по моделям были использованы верификационные точки. Среднее отклонение (СО) в абсолютных величинах (мг/л) считалось следующим образом:

$$CO = \sum_1^n |S_m - S_f|/n,$$

где S_m – смоделированное значение концентрации взвеси, S_f – реальное значение концентрации взвеси по полевым данным, n – число проверочных точек.

Среднее отклонение в процентах считалось как отклонение полученных остатков от диапазона наблюдаемых значений концентрации взвешенных частиц.

Модели, полученные по снимкам 2011 г. (Landsat 5/TM), в два раза менее точны, чем по снимкам 2013 г. (Landsat 8/OLI): 4 мг/л против 2 мг/л. Разница в точности моделей связана в первую очередь с тем, что в 2011 году измерения концентрации взвеси велись не целенаправленно, а попутно, и точек с крайне низкими и максимально высокими значениями практически не имеется. В 2013 году были набраны точки с максимальным разбросом значений

мутности воды, встречающихся в дельте и прилегающей акватории озера Байкал, что позволило значительно повысить точность модели. Немаловажным параметром является количество точек, в 2013 году их было в три раза больше, чем в 2011 (98 против 32 точек измерений). Несмотря на различия, по отношению к диапазону значений концентрации взвеси в исследуемый период отклонения меньше 10%, что в гидрологии является хорошим результатом.

F-критерий Фишера позволяет оценивать качество регрессионной модели (Тарасова и др., 2004). Оценка проводилась по модели связи яркости пикселов с концентрацией взвеси. Если при заданном уровне значимости α $F_{факт} > F_{теор}$ принимается гипотеза о существенности связей и уравнения в целом. Классически уровнем значимости является 5%. Теоретическое значение F-критерия дано в статистических таблицах уровней распределения F и зависит от объема выборки. В приложении 4 приведены значения посчитанного фактического F-критерия для каждого уравнения регрессии. Сравнение фактических и табличных значений критерия указывает на достоверность и значимость всех построенных моделей и тесноты связей изучаемых признаков.

В то же время следует подчеркнуть, что модели, основанные на использовании Landsat8/OLI, более надежны по сравнению с моделями по Landsat5/TM, так как в первых моделях совокупности отличаются большей однородностью. Об этом свидетельствуют показатели вариации параметров выборок: дисперсия, стандартное отклонение и коэффициент вариации (Приложение 4). Помимо указанных параметров, в приложении приведены также сведения о стандартной ошибке и доверительном интервале для коэффициента регрессии. Остатки (разности фактических и ожидаемых значений зависимой переменной) проверены на нормальность аналогично проверке базы данных полевых измерений: по параметрам эксцесса, асимметричности и характеру поведения графика нормального распределения остатков.

При этом следует отметить, что коэффициенты полученных зависимостей, несмотря на пересчет «сырых» значений яркости в коэффициенты спектральной яркости для снимков Landsat 5/TM 2011 г. и Landsat 8/OLI 2013 г. и их атмосферную коррекцию, существенно отличаются. Различия связаны, по всей видимости, с качеством наземных измерений мутности, а также, возможно, с качеством атмосферной коррекции. Таким образом, задача дистанционного определения мутности пока что хорошо решается только при наличии достаточного количества (более 30-40 точек для моделирования и верификации модели) синхронных наблюдений мутности у поверхности Земли, охватывающих как минимальные, так и максимальные значения концентрации взвеси.

Чтобы проверить универсальность модели для моделирования концентрации взвешенных частиц в воде, уравнение 2013 года было применено для данных 2014-2015 годов. В качестве данных дистанционного зондирования использовались снимки Landsat 8/OLI на 24 июля 2014 года и 20 июля 2015 года. Поскольку наилучшая зависимость выявлена для панхроматического канала, он был использован в дальнейшем анализе. На эти сроки имеются данные наземного измерения концентрации взвешенных частиц в воде, 30 точек в 2014 г. и 24 точки в 2015 г. Предварительно атмосферно и радиометрически скорректированные снимки были пересчитаны в значения концентрации взвеси согласно уравнению из таблицы 2.7.

Анализ соответствия полевых данных и предсказанных по снимкам показал допустимое качество полученной зависимости. Для 2014 года отклонения реальных значений от предсказанных колеблются от 0 до 14 мг/л при среднем значении 5 мг/л. Для 2015 года эти значения колеблются от 1 до 4 мг/л при среднем значении отклонения в 2 мг/л. В процентном отношении для обеих ситуаций значение составляет 30% от фактически наблюдаемого диапазона значений мутности.

Одним из вероятных объяснений, почему имеется такая существенная разница в коэффициентах уравнений зависимости спектральной яркости пикселей снимков от значений концентрации взвеси в воде, является методика атмосферной коррекции данных. С 2015 года Архив Геологической службы США (USGS) предоставляет возможность заказа снимков с предварительно проведенной автоматической атмосферной коррекцией. Этот ресурс был использован для того, чтобы проверить, насколько атмосферная коррекция влияет на уравнения зависимости.

Атмосферная коррекция для снимков Landsat 5/TM и Landsat 7/ETM+ выполняется по методу LEDAPS (Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System). Метод использует алгоритм 6S, разработанный для атмосферной коррекции съемочной системы MODIS. Для расчета используются такие параметры, как содержание водяного пара в атмосфере, озона, геопотенциальная высота, оптическая толщина аэрозолей и цифровая модель рельефа (Claverie et al., 2015). Атмосферная коррекция снимков Landsat 8/OLI осуществляется по алгоритму LaSRC (Landsat Surface Reflectance Code). Алгоритм использует собственный прибрежный канал съемочной системы OLI (band 1 - coastal), снимающий в фиолетовом участке спектра, для расчета влияния аэрозолей, а также климатические данные, получаемые с съемочной системы MODIS (Vermote et al., 2016). Снимки поставляются в значениях коэффициента отражения, умноженного на 10000, в целях экономии занимаемого пространства и времени обработки.

Для расчета зависимостей были использованы данные проб концентрации взвеси, собранные в 2011, 2013, 2014 и 2015 годах. Для каждой даты было составлено своё уравнение зависимости. Уравнения и оценка погрешности расчетов представлены в таблице 2.8.

Таблица 2.8. Уравнения зависимости яркости на автоматически атмосферно скорректированных снимках спутников Landsat (ρ) от концентрации взвешенных частиц в воде (S) и статистические показатели оценки их качества

Спутниковая система	Дата	Диапазон спектра, нм (канал)	Уравнение	R	R^2	Отклонение, мг/л	Отклонение, %
Landsat 5/TM	17.08. 2011	530-610 (зел)	S = 0,0731 ρ - 17,412	0,71	0,51	5,9	88
		630-690 (кр)	S = 0,0854 ρ - 14,706	0,82	0,67	4,7	73
Landsat 8/OLI	21.07. 2013	530-600 (зел)	S = 0,0503 ρ - 7,641	0,91	0,83	1,8	15
		600-680 (кр)	S = 0,0501 ρ - 3,781	0,89	0,80	2,1	17
Landsat 8/OLI	18.08. 2014	530-600 (зел)	S = 0,0323 ρ - 6,222	0,53	0,28	4,8	37
		600-680 (кр)	S = 0,0343 ρ - 0,737	0,64	0,41	4,5	35
Landsat 8/OLI	20.07. 2015	530-600 (зел)	S = 0,0504 ρ - 10,234	0,91	0,83	1,7	26
		600-680 (кр)	S = 0,0504 ρ – 3,247	0,96	0,92	1,3	22

Как видно из таблицы, уравнения, полученные с использованием автоматически атмосферно скорректированных данных, имеют различные коэффициенты и показатели точности. Для 2011 и 2014 годов уравнения сильно различаются и отклонения модельных значений от проверочных значительны (35-88%). Уравнения для 2013 и 2015 годов совпадают намного лучше, при этом имеют хорошие показатели коэффициента детерминации и допустимые отклонения по проверочным выборкам. Поскольку все измерения концентрации взвеси в дельте проводились в одинаковую фазу водного режима, то отклонения моделей можно связать с качеством полевых данных. Наибольший массив данных по всей дельте набран в 2013 году, поэтому модель этого года заслуживает больше доверия, чем остальные.

В связи с тем, что данные автоматической коррекции снимков Landsat предоставляются открыто, можно дать рекомендацию по использованию именно этих данных для дешифрирования снимков Landsat 8/OLI в дальнейшем. Единственным минусом является то, что автоматическая атмосферная коррекция не проводится для панхроматического канала, таким образом, пространственное разрешение доступных мультиспектральных каналов только 30 м.

Зависимость яркости пикселей **снимка UK-DMC2/SLIM-6-22** в красном канале от концентрации взвеси в воде были получены по данным 2013 года (Приложение 5).

Для UK-DMC2/SLIM-6-22 получилась зависимость, сопоставимая по величине коэффициента детерминации с зависимостями, полученными по данным Landsat 8/OLI. Средние отклонения смоделированных значений от реальных составили 2 мг/л, что составляет около 8% от исследуемого диапазона значений. Выборка, используемая при моделировании, прошла проверку по критерию Фишера. Однако несмотря на хорошее среднее значение отклонения, дисперсия и стандартное отклонение сравнительно высокие и остатки не проходят проверку на нормальность. Можно связать такие отклонения с тем, что снимок UK-DMC2/SLIM-6-22 – единственный из используемых не прошёл через процедуру радиометрической коррекции в связи с отсутствием метаданных.

Снимки SPOT 6/NAOMI. По полевым данным замеров концентрации взвешенных частиц 2014 г. были рассчитаны зависимости между спектральной яркостью пикселей снимка и концентрацией взвеси в воде. В красной зоне спектра коэффициент детерминации оказался чуть выше, чем в остальных (Приложение 6).

Величина коэффициента детерминации, равного 0,85, и среднее отклонение 3 мг/л (8%) говорят о том, что зависимость достоверная. Сравнительно низкий коэффициент детерминации скорее всего связан с количеством полевых данных, которых в 2014 году было мало. По остальным статистическим показателям модель сопоставима с моделями для Landsat8/OLI 2013 г., однако при сравнении с моделью, полученной для снимка Landsat 8/OLI 18.08.2014, SPOT 6/NAOMI имеет значительно лучшие показатели. Это позволяет говорить о том, что достоверность модели, в первую очередь, зависит от количества наблюдений и пространственного разрешения снимков.

Экспериментальные данные съемки **гиперспектральной съемочной системой ULM/Headwall** с дельталета были использованы в качестве альтернативы космической съемке. Высокое пространственное разрешение снимков позволяет использовать их наряду со снимками SPOT 6/NAOMI. Большинство каналов видимого участка спектра дали очень схожие модели, но коэффициент детерминации R^2 оказался немного выше для канала 543 нм (зеленый участок спектра, $R^2 = 0,53$) (Приложение 7). Значение коэффициента свидетельствует об устойчивой, но слабой связи. Во многом это связано с плохим набором полевых данных, так как для построения зависимости было использовано ограниченное количество точек, попадавших на участки без значительных яркостных искажений относительно средних значений яркости. Исключение большого количества точек не позволило сохранить данных для

проверки модели на предмет отклонений смоделированных значений от реальных. Также выборка, используемая для моделирования, не прошла проверку критерием Фишера, то есть является ненадежной, что отражено и в высокой стандартной ошибке.

Снимки Sentinel 2/MSI. Зависимости для трех каналов видимого спектра крайне похожи и имеют коэффициенты детерминации от 0,91 до 0,95. Наибольший коэффициент $R^2 = 0,95$ наблюдается для красного канала (b4), который был использован в дальнейшем для моделирования концентрации взвеси (Приложение 8). Среднее отклонение смоделированных значений от реальный составило 3 мг/л (6%), что в относительном выражении является наилучшим результатом среди представленных моделей. Выборка прошла проверку критерием Фишера на надежность и в результате наблюдается небольшая стандартная ошибка, остатки имеют нормальное распределение.

Сводная таблица со всеми моделями представлена в таблице 2.9. Статистические показатели проверки достоверности моделей представлены в приложении 4.

Таблица 2.9. Уравнения зависимости спектральной яркости пикселей снимков (ρ) различных съемочных систем от концентрации взвешенных частиц в дельте реки Селенги (S) и показатели оценки их качества

Спутниковая система	Диапазон спектра, нм (канал)	Пространственное разрешение, м	Уравнение зависимости	R	R^2	Среднее отклонение, мг/л	Количество точек для моделирования
Landsat5/ TM	530-610 (зел)	30	$S = 756,03\ \rho - 33,37$	0,93	0,86	4 (9%)	20
	630-690 (кр)		$S = 801,31\ \rho - 21,98$	0,92	0,85	4 (9%)	20
Landsat 8/OLI	530-600 (зел)		$S = 505,68\ \rho - 38,06$	0,93	0,87	2 (8%)	44
	530-600 (зел)*		$S = 0,0503\ \rho - 7,64$	0,91	0,83	2 (8%)	44
	600-680 (кр)		$S = 429,11\ \rho - 17,53$	0,93	0,87	2 (8%)	44
	600-680 (кр)*		$S = 0,05\ \rho - 3,78$	0,89	0,80	2 (9%)	44
	500-680 (панхром)	15	$S = 492\ \rho - 30,66$	0,96	0,93	2 (7%)	63
UK-DMC2/ SLIM-6-22	630-690 (кр)	22	$S = 0,99\ DN - 5,10$	0,94	0,88	2 (8%)	37
SPOT 6/NAOMI	620-690 (кр)	6	$S = 2100,3\ \rho - 186,3$	0,92	0,85	3 (8%)	17
ULM/Headwall	534 (зел)	5	$S = 455,83\ \rho - 17,25$	0,73	0,53	-	14
Sentinel 2/MSI	650-680 (кр)	10	$S = 1082,4\ \rho - 15,3$	0,97	0,95	3 (6%)	27

** модели, созданные по данным Landsat 2013 года с автоматической атмосферной коррекцией*

Все зависимости для космических съемочных систем имеют коэффициент детерминации больше 0,8, следовательно, для выбранных данных зависимости являются значимыми. Худшая связь наблюдается для гиперспектральных снимков ULM/Headwall (0,53), что связано с неудовлетворительной коррекцией изначальных данных. Наилучшие связи наблюдаются для снимков Landsat 8/OLI (панхром) и Sentinel 2/MSI. Эти снимки имеют улучшенное пространственное разрешение по сравнению с мультиспектральными снимками со спутников Landsat 5 и 8 и UK-DMC2, что скорее всего повлияло на качество аппроксимации. Так же в 2013 и 2016 годах имеются наибольшие базы полевых данных измерений мутности по сравнению с остальными годами. Возможно, из-за того, что в 2014 году было собрано мало информации о мутности воды в дельте Селенги, зависимость для снимка SPOT 6/NAOMI получилась чуть хуже, чем ожидалось.

Почти все зависимости дают один результат, если судить по средним отклонениям расчетных значений от реальных – около 2-4 мг/л или 6-9% от диапазона изменения концентрации взвеси в воде, что можно считать очень хорошим результатом. В связи с этим было решено не использовать более сложных методов расчета мутности воды, например индексных.

Для расчета суммарной ошибки определения концентрации взвеси по данным дистанционного зондирования необходимо учесть и погрешность перехода от оптических значений мутности воды к физическим значениям концентрации взвешенных частиц. Как уже упоминалось ранее, точность пересчета составила 3 мг/л. Оценка итоговой погрешности велась по формуле:

$$\varepsilon = \sqrt{a^2 + b^2},$$

где ε – суммарная ошибка определения концентрации взвеси в воде по данным дистанционного зондирования, a – средняя погрешность перехода от оптических значений мутности воды в физические значения концентрации взвешенных частиц, b – погрешность перехода от яркости пикселей снимка к значениям концентрации взвеси.

Итоговая погрешность определения концентрации взвешенных частиц для снимков Landsat 8/OLI и UK-DMC2/SLIM-6-22 составила 3,6 мг/л, для SPOT 6/NAOMI и Sentinel 2/MSI 4,2 мг/л, для Landsat5/TM 5,8 и 7,6 мг/л для зеленого и красного каналов соответственно, при диапазоне значений в дельте реки Селенги от 0 до 52 мг/л.

Проведенное исследование по поиску зависимости яркости пикселей снимка от концентрации взвешенных частиц в воде позволило сформулировать рекомендации по проведению полевых работ и дальнейшей обработке полученных данных:

1. При отборе проб водный объект должен иметь достаточно большие размеры для выделения чистых пикселей воды на снимке, который предполагается использовать. Например, в случае подспутниковой съемки Landsat8/OLI (панхроматический канал) река на снимке должна занимать минимум 3 пикселя, то есть должна быть шире 45 м на местности.
2. Пробы воды должны отбираться вдали от мелководий. Мелководья видны на снимках и читаются как участки повышенной мутности воды, что даёт ложные результаты при обработке данных. Желательно, чтобы глубины были более 1 м.
3. Необходимо охватить максимальный диапазон значений концентрации взвешенных частиц в пределах исследуемой территории, при этом особенно важны малые значения концентраций. Например, при исследовании рек очень важно иметь данные не только из основного русла, но и из небольших притоков или пойменных чистых озер.
4. Набор точек с разными значениями концентрации взвеси намного важнее большого объема данных. При правильном выборе мест отбора проб для построения модели достаточно 15-20 точек, плюс 5-10 точек для верификации полученной модели. То есть желательно, чтобы всего было не менее 20 точек.
5. При возможности желательно на подготовительном этапе изучить снимки съемочной системы, с которой предполагается работать, сделанные в тот же сезон в условиях межени. На снимках можно выделить предполагаемые места забора проб воды, удовлетворяющие всем необходимым условиям.
6. Позиционирование места отбора пробы воды должно происходить одновременно со взятием материала. Водные объекты чаще всего очень динамичны, и судно, с которого ведется отбор проб, может сместиться за короткий промежуток времени. Недопустимо проводить определение координат точки на берегу с письменной записью ориентировочного места отбора пробы.
7. Отбор проб воды желательно проводить в максимально приближенное время к дате съемки со спутника. Для рек, если даты отбора проб воды и снимка не совпадают, необходимо проверить расход воды в реке по ближайшему гидрологическому посту. При стабильном расходе воды можно использовать в анализе данные в пределах недели до и после даты съемки, при меняющимся расходе не более 2-3 дней.
8. При обработке точек отбора проб воды в ГИС-системе на предварительном этапе желательно визуально изучить их положение и значения концентрации взвешенных частиц в них. При необходимости удалить из анализа заведомо ложные результаты

(например, точка попадает на мелководье или имеет не свойственные значения для данного типа объекта).

Выполнение предложенных рекомендаций повышает качество моделирования концентрации взвешенных частиц, что было доказано при сравнении результатов 2011 года (полевые работы выполнялись без настоящих рекомендаций) и 2013 года (выполнялись по рекомендациям). Точность определения концентрации взвеси в 2011 году оказалась в 2 раза ниже, чем в 2013 году, при аналогичных параметрах съемочных систем.

2.3. Картографирование концентрации взвешенных частиц в воде

Полученные зависимости позволяют картографировать концентрацию взвешенных частиц (КВЧ) в воде дельты реки Селенги и прилегающей акватории озера Байкал. Для решения задачи оценки баланса вещества в дельте необходимо определить пригодность имеющихся типов данных. Снимки серии Landsat и Sentinel 2 являются некоммерческими и в случае с первыми обладают обширным архивом данных, поэтому выяснение их пригодности к использованию наиболее приоритетно. Также необходимо оценить пригодность снимков UK-DMC2/SLIM-6-22, так как они являются оптимальным вариантом соотношения цены и необходимых параметров, если необходимо гарантированно иметь съемку в исследуемый период. Снимки SPOT 6/NAOMI здесь могут выступать как своеобразный эталон, так как имеют хорошие радиометрические показатели и высокое пространственное разрешение. Одновременно была оценена пригодность снимков ULM/Headwall как альтернатива космической съемке.

Исходя из объекта исследования, в дельте было выделено четыре масштабных уровня картографирования:

1. Градиенты потоков взвеси в фильтрационных барьерах дельты;

2. Концентрация взвешенных частиц в протоках дельты;

3. Распространение облака взвеси в приустьевой акватории озера Байкал;

4. Влияние Селенги на концентрацию взвешенных частиц в озере Байкал.

Для каждого уровня была построена серия карт по рассмотренным выше типам данных.

На предварительном этапе для того, чтобы отделить сушу от воды, были созданы маски суши. По снимкам серии Landsat с 2001 по 2016 год, сделанным в меженные периоды, был проведен анализ изменения внешнего края дельты, а также главных проток. Было выявлено, что за 15 лет граница менялась незначительно. При этом местообитания прибрежной растительности с плавающими листьями, которые занимают значительные площади по

озерному краю дельты, также не изменились за это время. Для первых трех уровней картографирования маска суши была создана путем выделения граничных значений в БИК канале для воды на наиболее детальном снимке из имеющихся - SPOT 6/NAOMI. В связи с высокой мозаичностью контуров для первого масштабного уровня (фильтрационные барьеры в дельте, масштаб карт 1:10 000 и крупнее) была использована растровая маска. Для второго и третьего уровней маска была векторизована с генерализацией контуров в масштабе 1:25 000. Водная растительность с плавающими листьями несмотря на то, что фактически относится к озеру, была также маскирована вместе с сушей, так как моделирование концентрации взвеси в ее зарослях невозможно. Для самого мелкомасштабного, четвертого уровня картографирования маска суши была создана путем векторизации в масштабе 1:250 000 мозаики из снимков Landsat 5/TM, полученных 23 августа 2010 года.

Для ориентировки на местности, для всех масштабных уровней, кроме первого, в основу была добавлена информация об основных дорогах, городах и деревнях, реках. На карту распределения концентрации взвешенных частиц по акватории озера Байкал дополнительно была нанесена схема течений (Экологический атлас…, 2015), чтобы наглядно объяснить причины такого распространения шлейфа взвеси от реки Селенги.

Значения концентрации взвешенных частиц в дельте реки Селенги и приустьевой акватории озера Байкал, определенные по всем снимкам, варьируют от 0 до 90 мг/л. При этом в межень концентрация взвеси не превышает 30 мг/л, а в паводки и половодья не понижается ниже 40 мг/л. Если создать единую шкалу для всех карт, то все градиенты изменения концентрации взвеси в дельте потеряются из-за слишком большого шага в легенде и станет невозможно оценить качество моделирования. Вариации концентрации взвеси в крупных протоках дельты составляют не больше 5 мг/л для меженных ситуаций и не больше 10 мг/л для паводочных. С целью оценки в первую очередь максимальных вариаций поля взвешенных частиц для каждого случая было решено составить для каждой карты свою шкалу с шагом, наиболее подходящим для каждого снимка. Согласно К.А. Салищеву, оптимальное число ступеней в многоцветных шкалах составляет от 7 до 14 (Салищев, 1982), поэтому шкалы к картам концентрации взвешенных частиц имеют 10 ступеней (8 для карты озера Байкал), которые легко читаются на карте.

Для сравнения было выбрано 6 снимков, для которых были построены схемы моделирования концентрации взвеси в воде (Таблица 2.10)

Таблица 2.10. Снимки, используемые в сравнении

Съемочная система	Канал съемки	Дата
Landsat8/OLI	Красный	21.07.2013
Landsat8/OLI	Панхроматический	21.07.2013
UK-DMCII/SLIM-6-22	Красный	21.07.2013
Sentinel 2/MSI	Красный	16.08.2016
SPOT 6/NAOMI	Красный	16.07.2014
ULM/Headwall	Зеленый	17.07.2014

Все снимки получены в один сезон, но в разные даты, и сравнение их в каких-либо абсолютных величинах погрешности представляется мало возможным. В связи с этим сравнение шло по качественным параметрам, выявленным в ходе визуального анализа полученных на основе снимков схем моделирования концентрации взвеси в воде. В частности, оценивался уровень шумности изображения, количество артефактов и поведение поля мутности в целом.

1. Фильтрационным барьером потока мутных вод можно назвать участки, где происходит резкое снижение концентрации взвеси на небольшой площади. В дельте такими участками являются, в первую очередь, заросшие водной растительностью озера, реже – заросшие небольшие протоки. В полевых условиях выделить такие участки визуально практически невозможно, что делает использование данных дистанционного зондирования особенно актуальным. В работе было выделено два тестовых участка, чтобы на них проследить влияние типа съемочной системы на результаты моделирования. В первую очередь оценивалось, насколько правильно моделируются градиенты изменения поля взвеси на этих участках. В каждом из двух случаев был интересен один объект – протока – которая имела ощутимый градиент мутности. Для ориентировки интересующая протока была выделена векторной границей.

Первый пример (Рисунок 2.10) показывает ситуацию падения концентрации взвеси при прохождении мутной воды из протоки через чистое озеро, расположенное в приустьевой части дельты. Движение потока происходит с юга на север, ширина проток около 10 м, ширина озера от 100 до 600 м.

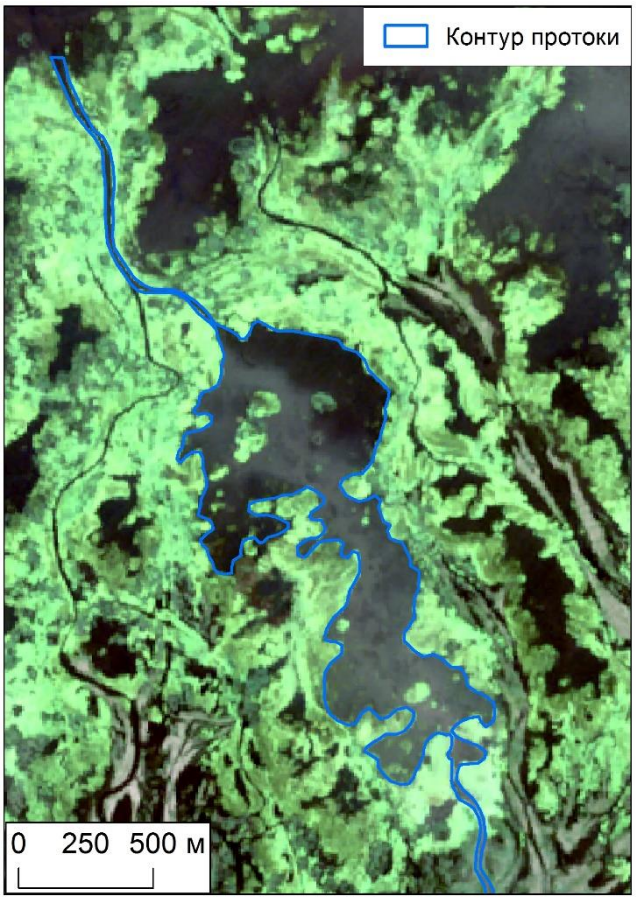
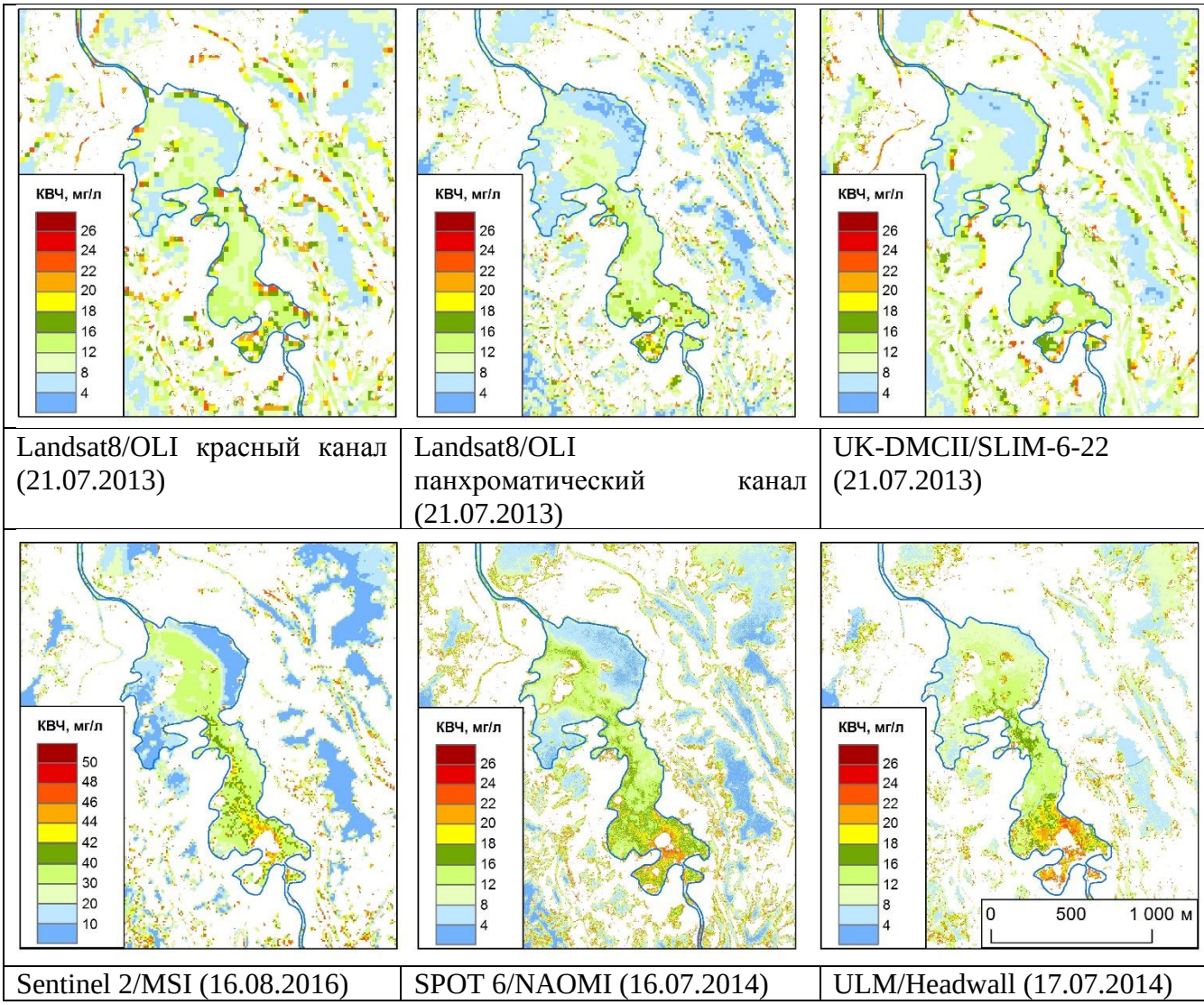


Рисунок 2.10. Пример №1 фильтрации в дельте реки Селенги (SPOT 6/NAOMI, снимок в натуральной цветопередаче. Дата съемки 16.07.2014

При сравнении схем моделирования (Рисунок 2.11) можно сделать вывод, что они все отображают достоверную картину. На всех схемах видно падение концентрации взвеси в потоке при движении с юга на север. На качество моделирования, в первую очередь, влияет пространственное разрешение. Снимки Landsat 8/OLI (красный канал) и UK-DMC2/SLIM-6-22 показывают общую картину, но их разрешения уже не хватает, чтобы понять, какая концентрация взвешенных частиц в узких протоках, которые впадают и вытекают из озера. Так же в южной части озера нет выраженного поля взвеси, оно довольно мозаично, что осложняет интерпретацию результатов моделирования. В первую очередь такая картина может означать ошибочное определение концентрации взвеси в этом районе, вызванное неверным определением значений пограничных пикселей между сушей и водой. Неточность в отделении пикселей мутной воды от смешанных с сушей пикселей сохраняется и для снимка с 15-метровым разрешением Landsat 8/OLI (панхроматический канал), но по нему уже становится возможным проследить концентрацию взвеси в узких протоках.



Landsat8/OLI красный канал (21.07.2013)	Landsat8/OLI панхроматический канал (21.07.2013)	UK-DMCII/SLIM-6-22 (21.07.2013)
Sentinel 2/MSI (16.08.2016)	SPOT 6/NAOMI (16.07.2014)	ULM/Headwall (17.07.2014)

Рисунок 2.11. Крупномасштабный фрагмент схем моделирования концентрации взвешенных частиц (КВЧ) в воде. Масштаб составления 1:10 000

Разрешение снимка Sentinel 2/MSI позволяет четче разделить пиксели воды от смешанных пикселей. Наиболее достоверная схема распределения взвешенных частиц получилась на снимке SPOT 6/NAOMI. Также хорошие результаты показывает схема дешифрирования снимков съемочной системы ULM/Headwall с дельталета. На локальных участках, где нет значительных скачков яркости оригинального изображения, качество моделирования концентрации взвеси в воде по данным съемочной системы ULM/Headwall не уступает по точности снимку SPOT 6/NAOMI. Это позволяет говорить о пригодности такого рода данных для крупномасштабного изучения дельты Селенги.

Второй пример (Рисунок 2.12) показывает ситуацию падения концентрации взвеси в узкой протоке при прохождении потока через заросли водной растительности.

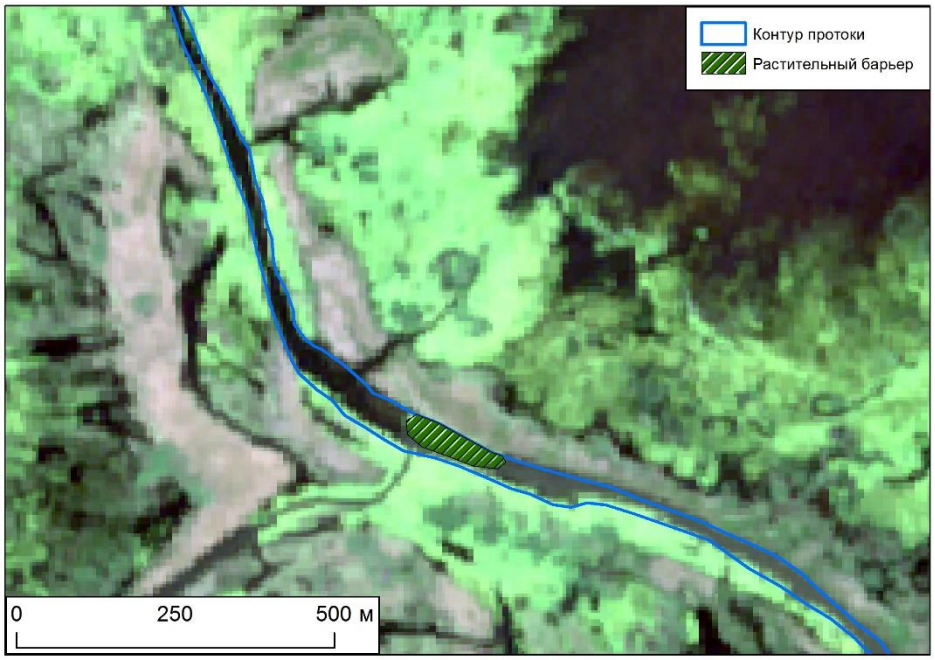
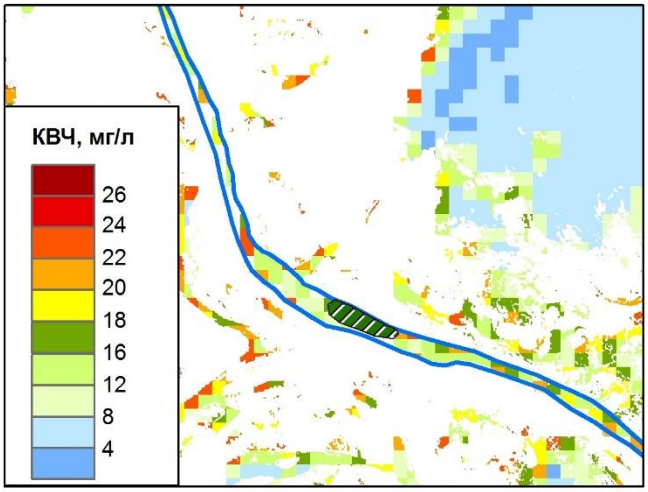
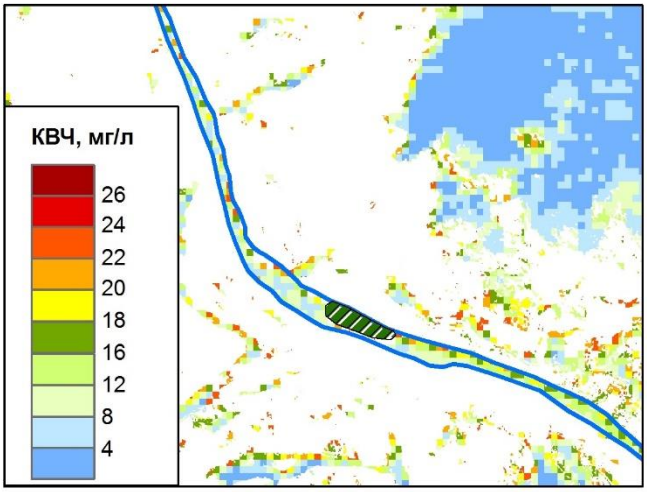


Рисунок 2.12. Пример №2 фильтрации в дельте реки Селенги (SPOT 6/NAOMI, снимок в натуральной цветопередаче. Дата съемки 16.07.2014

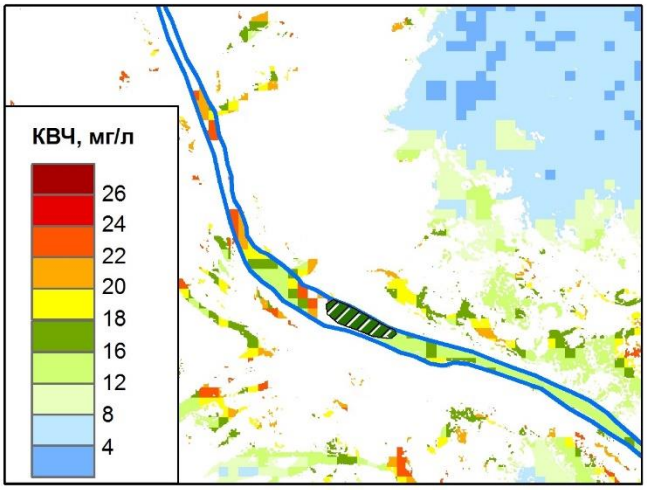
Протока направлена с юго-востока на северо-запад. Ширина протоки от 15 до 30 метров, поэтому на снимках с разрешением ниже 10 м практически ничего не видно. Так, на снимках Landsat 8/OLI (красный канал) и UK-DMC2/SLIM-6-22 видно (Рисунок 2.13), что имеется протока до растительного барьера, с довольно мозаичным полем мутности. После растительного барьера, где ширина протоки уменьшается, происходит смешение пикселей воды с пикселями суши, что в итоге интерпретируется как маска суши, а не водный объект. На снимке с 15-метровым разрешением Landsat 8/OLI (панхроматический канал) уже видна протока и до барьера, и после, и даже заметна в целом тенденция к снижению концентрации взвешенных частиц, но без предварительных знаний о ситуации интерпретировать картину правильно крайне сложно из-за высокой мозаичности поля мутности.



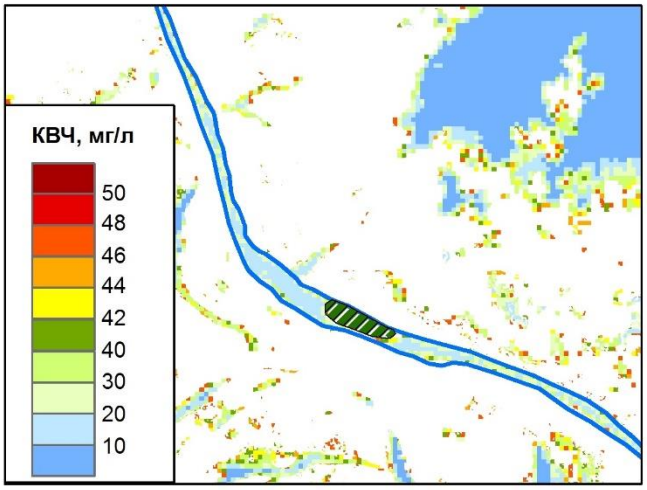
Landsat8/OLI красный канал (21.07.2013)



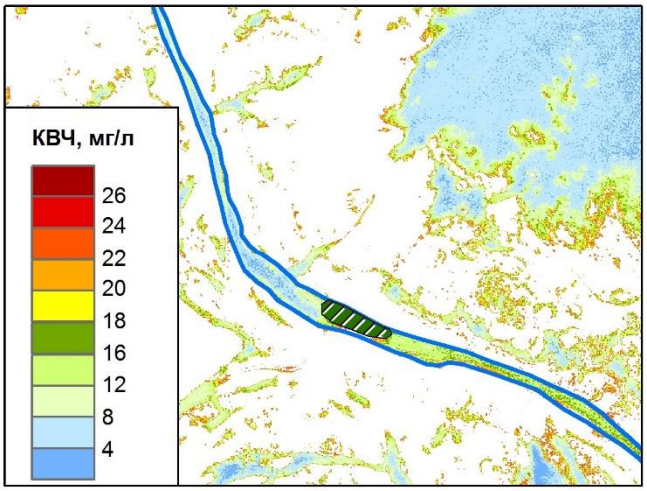
Landsat8/OLI панхроматический канал (21.07.2013)



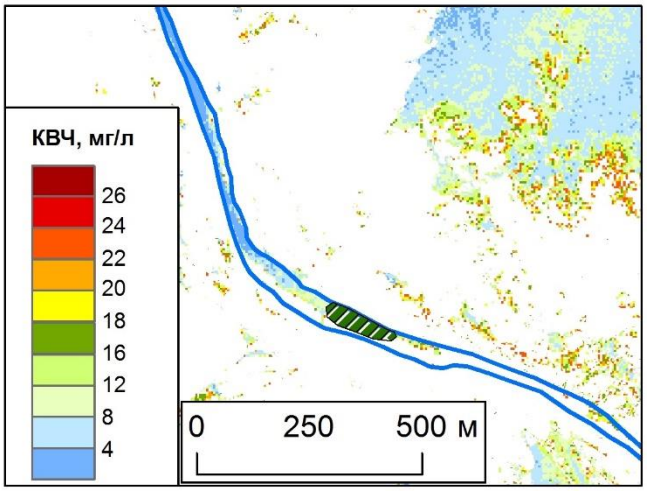
UK-DMCII/SLIM-6-22 (21.07.2013)



Sentinel 2/MSI (16.08.2016)



SPOT 6/NAOMI (16.07.2014)

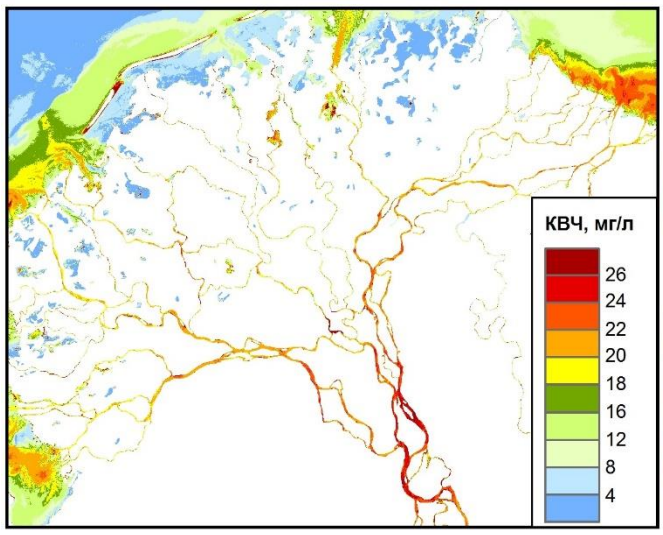


ULM/Headwall (17.07.2014)

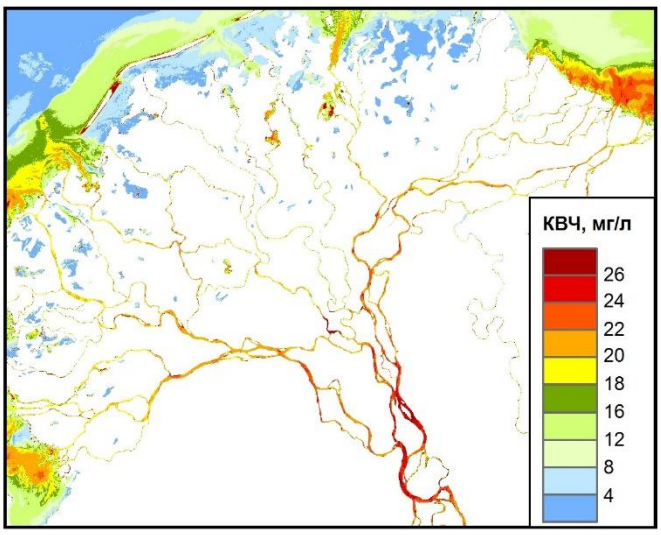
Рисунок 2.13. Крупномасштабный фрагмент схем моделирования концентрации взвешенных частиц (КВЧ) в воде. Масштаб составления 1:10 000

На снимке Sentinel 2/MSI уже отчетливо видна протока на всем участке изучения, в целом видно, что до растительного барьера концентрация взвеси была немного больше, чем после. Но в самом узком месте протоки значения концентрации взвеси опять возрастают, в то время как должны падать, что связано со смешением яркости пикселов воды и берега. Наилучшие результаты моделирования получены для самых детальных снимков. На снимке SPOT 6/NAOMI отчетливо видно, как поле мутности снижается при движении потока с юго-востока на северо-запад. На снимке с дельталета камерой Headwall градиент падения концентрации взвеси выглядит даже более отчетливым, чем на снимке SPOT 6/NAOMI. Наиболее интересно, что на схеме дешифрирования снимка ULM/Headwall практически отсутствуют эффекты смешения пикселей в протоке, что особенно заметно в северной части фрагмента. Это позволяет говорить о том, что на снимках ULM/Headwall возможно более точное отделение воды от суши.

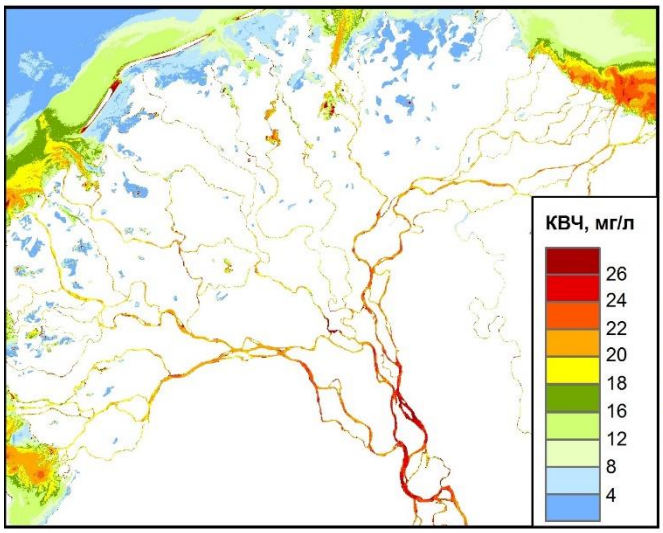
2. Концентрация взвешенных частиц в протоках дельты – это основной уровень моделирования. На этом уровне можно увидеть такие сюжеты, как падение концентрации взвеси в протоках дельты по мере движения от вершины к устьям, распределение твердого стока по секторам дельты, видны фильтрационные барьеры в озерном крае дельты (Рисунок 2.14).



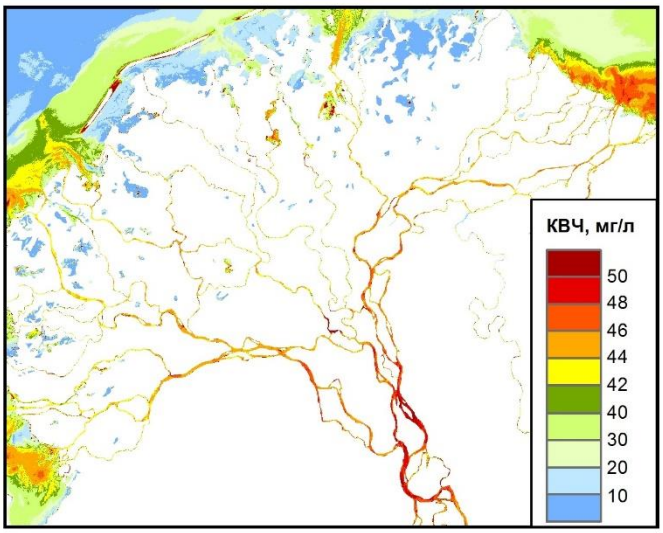
Landsat8/OLI красный канал (21.07.2013)



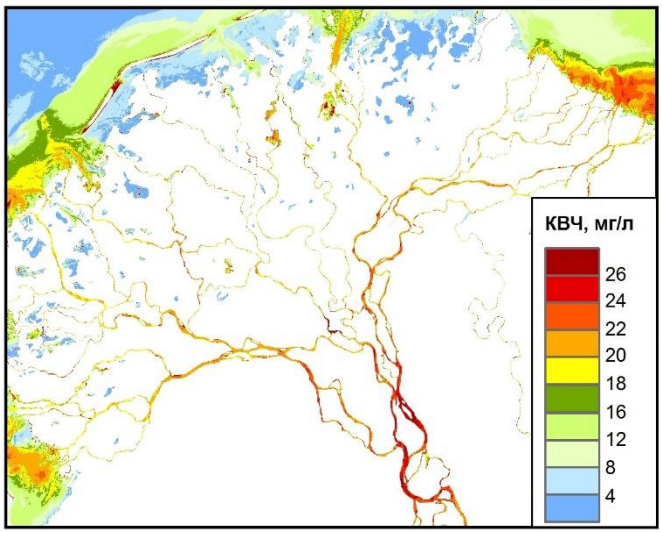
Landsat8/OLI панхроматический канал (21.07.2013)



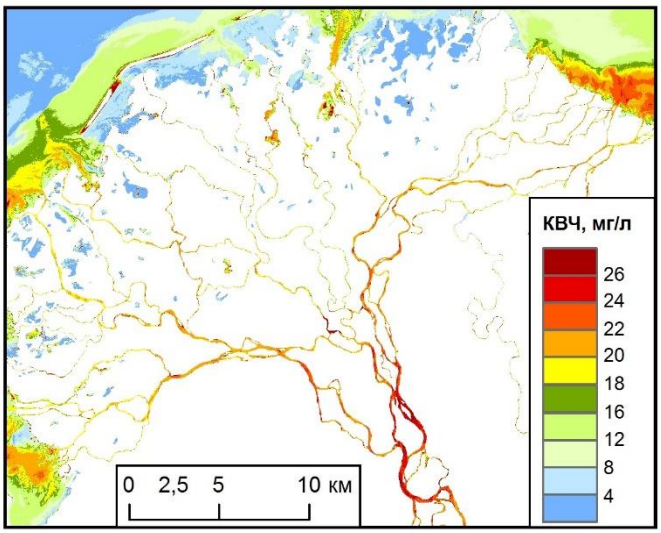
UK-DMCII/SLIM-6-22 (21.07.2013)



Sentinel 2/MSI (16.08.2016)



SPOT 6/NAOMI (16.07.2014)



ULM/Headwall (17.07.2014)

Рисунок 2.14. Схемы моделирования концентрации взвешенных частиц (КВЧ) в протоках дельты. Масштаб составления 1:150 000

Все космические снимки хорошо показывают распределение концентрации взвешенных частиц по протокам дельты. Самое низкое разрешение имеют мультиспектральные каналы спутников Landsat - 30 м. Этого разрешения хватает, чтобы моделировать концентрацию взвеси в основных протоках дельты и в ряде более малых. Однако хорошо видно, что данные имеют значительное количество смешанных пикселей, что выражается в локальных увеличениях концентрации взвеси в русле проток. Скорее всего, такие повышения связаны с островами и с сужениями русел, но по снимкам 30-метрового разрешения это определить невозможно. На протяжении основной длины проток такие локальные увеличения не представляют большой проблемы, так как легко дешифрируются на общем фоне. Более серьезно это проблема стоит для устьевых участков. Для небольших проток ширина русла ближе к устью сильно

уменьшается за счет увеличения доли водной растительности в русле, и получается, что на карте концентрация взвеси значительно возрастает во всей устьевой части.

Использование панхроматического канала с разрешением 15 м на снимках Landsat 8/OLI позволяет значительно улучшить результаты моделирования. На карте видно, что локальных подъемов концентрации взвеси в устьевых частях практически не наблюдается. При этом в русле локальные повышения концентрации взвеси дешифрируются четче, так как занимают не всю ширину русла, а лишь часть, где имеется мелководье.

Снимок UK-DMC2/SLIM-6-22 занимает промежуточное положение по пространственному разрешению – 22 м. На нем лучше, чем на 30-метровом, моделируются приустьевые части проток, но при этом локальные повышения концентрации взвеси в руслах моделируются практически так же слабо. Снимок Sentinel 2/MSI с 10-метровым разрешением хорошо подходит для моделирования концентрации взвеси в основных протоках дельты. На нем не происходит заметного повышения показателя в устьях и по берегам русел. Однако для небольших проток его разрешения всё же не хватает. Снимок SPOT 6/NAOMI прекрасно подходит для моделирования всех проток дельты, от крупных до малых. На нем не присутствует никаких отклонений в показателе концентрации взвешенных частиц, вызванных смешением пикселей. Однозначно можно сказать, что для уровня всей дельты снимки с дельталета не подходят. Вариации яркости между полетами и, тем более, внутри каждого полета отдельно, очень велики. Это выражается в сильно неоднородном поле мутности, полученном по этим снимкам.

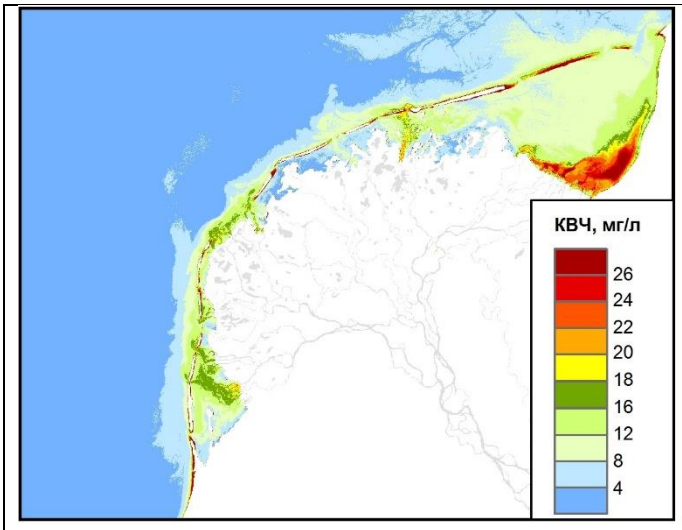
Таким образом, на уровне моделирования мутности во всей дельте, наилучшим вариантом оказался снимок с максимальным пространственным разрешением – SPOT 6/NAOMI. Карта, составленная по этому снимку, практически не содержит ложных повышений показателя концентрации взвешенных частиц. Среди некоммерческих спутников лучше всех результаты со снимка Sentinel 2/MSI, что связано с его пространственным разрешением. Данные с этого спутника пригодны для моделирования концентрации взвеси в основных протоках дельты с высокой точностью, в более мелких протоках точность значительно понижается. Снимки с разрешением хуже 10 м подходят для моделирования концентрации взвеси только в крупных протоках и озерах дельты. По ним можно получить общие закономерности, но невозможно провести детальный анализ распределения показателя.

Несмотря на локальные разногласия в картах, вызванные различным пространственным разрешением, все карты, составленные по космическим снимкам, показывают схожую картину распределения взвеси в дельте. Это дает основание говорить о том, что на уровне

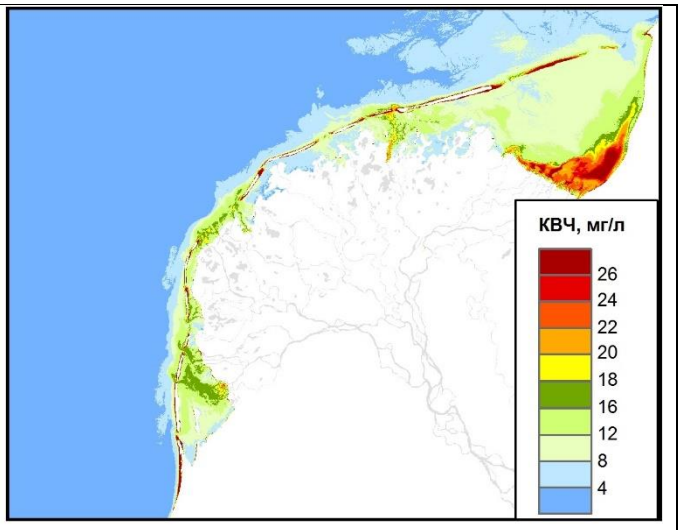
моделирования концентрации взвеси в дельте подходят все использованные данные, кроме снимков с дельталетов.

3. При **моделировании шлейфа взвеси от реки Селенги в приустьевой акватории** на первое место выходит охват территории съемки, а не пространственное разрешение. Данные с дельталета здесь не подходят уже не только в силу большого различия в яркостной коррекции изображений, но и потому, что они ограничены исключительно надводной частью дельты. Несмотря на то, что полеты велись и над прилегающей акваторией озера, технически не удалось «сшить» в единую мозаику съемку, которая проходила только над водой. Из-за отсутствия опорных точек снимки ULM/Headwall были исключены из анализа.

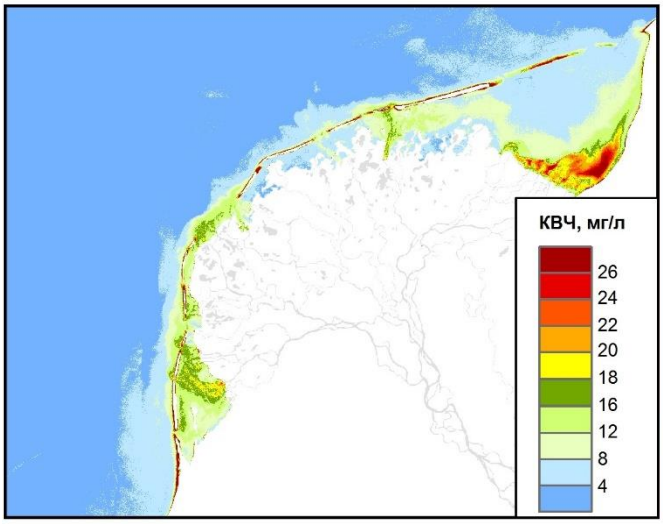
Данные с космических съемочных систем намного лучше подходят для этой задачи (Рисунок 2.15). Все снимки, кроме SPOT 6/NAOMI, охватывают участок акватории Байкала, где наблюдается наибольшая концентрация взвеси, выносимой рекой Селенгой. Снимок SPOT 6/NAOMI имеет несколько меньший охват, хотя в него всё равно попадает зона наибольших градиентов мутности вдоль озерного края дельты. Сравнивая схемы, можно с уверенностью сказать, что все данные космических съемок пригодны для моделирования концентрации взвеси в акватории озера. На картах хорошо видно падение концентрации взвешенных частиц при движении потока от устьев проток вглубь озера, а также по ним можно проследить направление движения взвешенных частиц, ориентируясь на конфигурацию облака взвеси.



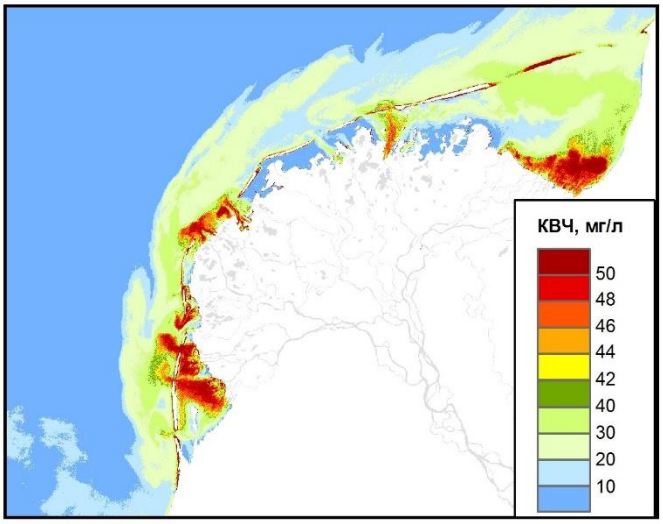
Landsat8/OLI красный канал (21.07.2013)



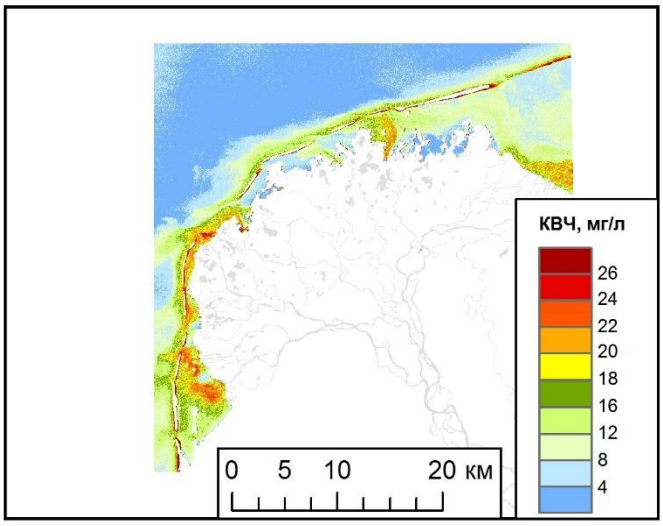
Landsat8/OLI панхроматический канал (21.07.2013)



UK-DMCII/SLIM-6-22 (21.07.2013)



Sentinel 2/MSI (16.08.2016)



SPOT 6/NAOMI (16.07.2014)

Рисунок 2.15. Схемы моделирования концентрации взвешенных частиц (КВЧ) в приустьевой части дельты в озере Байкал. Масштаб составления 1:300 000

4. Самый мелкомасштабный уровень моделирования – **концентрация взвешенных частиц в акватории озера Байкал** – был опробован только на данных спутника Landsat5/TM (20.08.2010), что связано с доступностью данных. Среди архива Landsat за последние 10 лет имеется только один пролет спутника вдоль озера Байкал, без облачного покрова над какой-либо частью озера. При моделировании на масштабном уровне всего озера очень важно иметь данные именно одного пролета, так как создать карту по данным, между которыми имеется временная разница – невозможно, потому что потоки взвешенных частиц всё время перемещаются в пространстве. Мозаика для 20 августа 2010 года была составлена по 6 кадрам 133 витка Landsat (Рисунок 2.16).

Снимки Sentinel 2/MSI имеют такой же потенциал для моделирования концентрации взвешенных частиц в озере, как и снимки Landsat, но пока накоплен не такой большой архив данных, и на момент исследования среди доступных снимков безоблачных не было.

Снимки UK-DMC2/SLIM-6-22 и SPOT 6/NAOMI являются коммерческими, и для них нет смысла заказывать съемку на всё озеро, так как их детальное разрешение в этом случае существенно не влияет на результат моделирования.

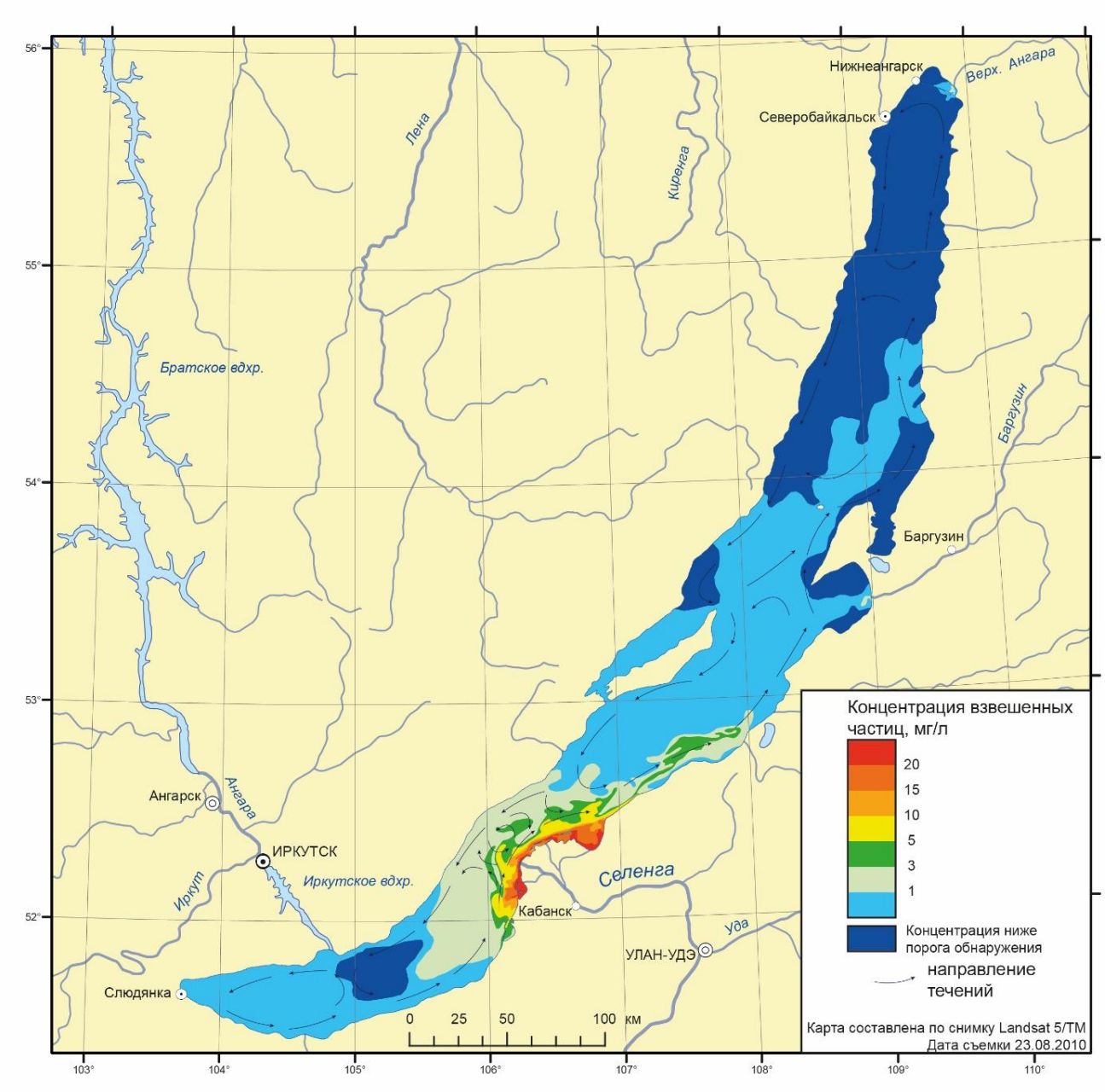


Рисунок 2.16. Карта концентрации взвешенных частиц (КВЧ) в приповерхностном слое воды озера Байкал (составлена на основе мозаики снимков Landsat5/TM 20.08.2010). Масштаб составления 1:600 000

Для моделирования на масштабном уровне озера наиболее вероятно, что лучше всего подходят снимки ресурсных спутников, таких как Terra/MODIS. Но для получения достоверной модели зависимости яркости пикселов снимка от концентрации взвеси в воде необходимо иметь достаточное количество точек полевых измерений концентрации взвешенных частиц в самой акватории озера. В нашем случае почти все точки были набраны в реке Селенге и ее дельтовых протоках, чья ширина значительно меньше, чем разрешающая способность снимков Terra/MODIS (250 м в БИК канале). Поэтому данные этого типа не были использованы в работе.

На графике (Рисунок 2.17) схематично проиллюстрирована пригодность снимков на каждом масштабном уровне. По оси X отложены 4 масштабных уровня: 1 - фильтрационные барьеры потоков мутных вод, 2 - концентрация взвешенных частиц в протоках дельты, 3 - шлейф взвеси от реки Селенги в приустьевой акватории озера Байкал, 4 - концентрация взвешенных частиц в акватории озера Байкал. По оси Y представлено пространственное разрешение данных и соответствующие ему съемочные системы. Видно, что с задачей оценки баланса взвешенных наносов в дельте реки Селенги уверенно могут справиться снимки, находящиеся в свободном доступе – серии Landsat и Sentinel 2\MSI. На уровне главных проток эти снимки не уступают более детальным коммерческим данным, имея при этом высокую повторяемость съемки и охват.

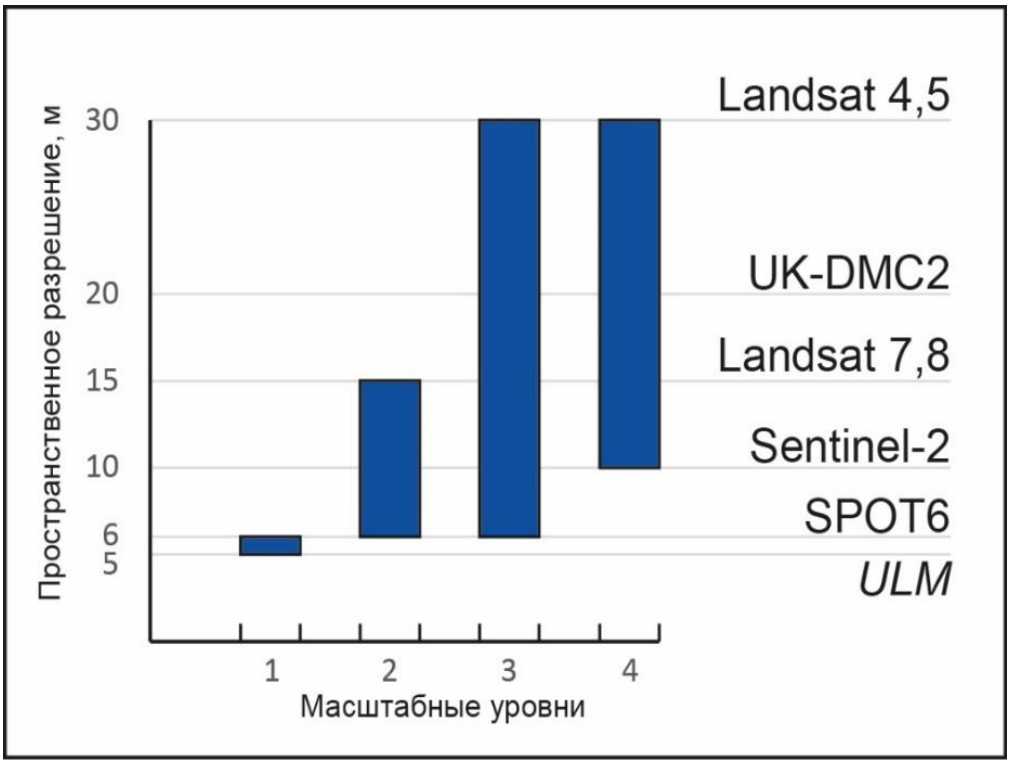


Рисунок 2.17. Масштабные уровни картографирования концентрации взвешенных частиц в воде и снимки, пригодные для этого

Карта режимов мутности в дельте реки Селенги. Схемы моделирования концентрации взвешенных частиц в протоках дельты и прилегающей акватории озера всегда показывают одномоментные ситуации концентрации и распространения взвеси, в то время как для анализа общей ситуации в дельте требуется обобщение информации. При этом наиболее важная информация, которая может быть получена при обобщении данных – это типизация акватории дельты по режиму мутности воды. Этот параметр характеризует основные потоки вещества в дельте, при этом именно оптическая мутность воды является одним из главных факторов произрастания водной растительности и развития водных организмов.

В предыдущих опытах было выявлено, что снимки Landsat имеют достаточное пространственное разрешение для достоверного картографирования концентрации взвешенных частиц в крупных протоках и озерах дельты. Также это единственная спутниковая миссия, систематически выполнявшая съемку над территорией дельты на протяжении многих лет и чьи данные расположены в свободном доступе в сети интернет. Нами было проанализировано 82 безоблачных или малооблачных снимка из архива Геологической службы США на территорию дельты, снятых в период эксплуатации спутников Landsat 4,5,7 и 8. Временной охват съемки с 1989 по 2015 год. Учитывался только теплый период времени, когда и дельта, и прилегающая акватория озера полностью свободны ото льда. В среднем это соответствует времени между серединой мая и концом сентября. В зимнее время, когда река сковывается льдом, сток наносов практически прекращается, составляя всего 10-20% от годового стока (Касимов и др., 2017), что позволяет не учитывать эти ситуации при дальнейшем анализе. Поскольку съемочные системы Landsat на протяжении своей истории сохраняли преемственность, то данные с различных спутников легко сопоставимы. В первую очередь, это касается пространственного разрешения в 30 м, в котором снимали съемочные системы TM, ETM+ и OLI и диапазонов длин волн съемочных каналов. Хорошее геометрическое позиционирование снимков позволяет использовать данные без дополнительных процедур по взаимной привязке.

Изначально была проведена атмосферная и радиометрическая коррекция данных для каждого из 82 снимков по методу, описанному в параграфе 2.1. Для относительной атмосферной коррекции в качестве эталонного был выбран снимок Landsat 8/OLI, полученный 21.07.2013, для которого имеется наилучшая модель связи яркости пикселов с концентрацией взвеси в воде. Далее по всем снимкам были рассчитаны значения концентрации взвешенных частиц согласно формуле из таблицы 2.9. Средняя концентрация рассчитывалась как среднее арифметическое значение концентрации взвеси в каждом пикселе среди 82 использованных изображений.

В итоге было получено изображение с абсолютными средними значениями концентрации взвешенных частиц в каждом пикселе, на основе которого была составлена карта режимов мутности воды. В связи с тем, что последние 15-20 лет водность в Селенге была значительно меньше, чем в декаду до этого, на результирующем изображении значения концентрации взвеси сравнительно малы. В пределах дельты потоки вещества идут по одним и тем же маршрутам, вне зависимости от погодных условий, которые сильно влияют на распространение взвеси в акватории озера за барами, окаймляющими дельту. Наибольшие площадные вариации в облаке взвеси наблюдаются в дельтовых озерах и подводной части дельты, защищенной барами. Эти вариации связаны в первую очередь с объемом стока. Чем выше объем стока и, соответственно, концентрация взвеси в воде, тем большую часть водной поверхности затрагивает мутьевой поток.

Главной задачей карты является выделение режимов мутности воды, то есть разграничение таких областей, где мутность всегда повышена, а где нет. Поэтому чтобы сделать карту более универсальной, применимой для различных периодов водности, был осуществлен переход от абсолютных значений концентрации взвеси в воде к относительным. Для этого изображение было квантовано на три градации, с выделением высокой (>20 мг/л в изучаемый период), средней (10-20 мг/л) и низкой (<10 мг/л) концентрации взвеси. Информация об абсолютных величинах концентрации взвешенных частиц представлена на карте изолиниями (Рисунок 2.18). В пределах дельты средняя мутность достаточно постоянна, поэтому было выделено всего две изолинии: 15 и 18 мг/л.

В первый класс легенды попадают участки, где мутность всегда повышена (участки акватории с постоянно высокой мутностью). Это все крупные протоки дельты и большинство более мелких, часть озер, через которые проходят крупные протоки, а также часть авандельты в Селенгинском и Лобановском секторах до баров. Во второй класс попадают участки, где мутность повышается только при больших расходах воды. В межень и в маловодные годы эти участки остаются чистыми, в то время как при высоких расходах мутность на них возрастает. Сюда попадают половина озер в дельте, а также область Среднеустьевского сектора, за исключением части, подверженной выносу взвеси со стоком протоки Казанова. В третий класс попадают области, не подверженные мутьевым потокам практически никогда. Это часть озер в Селенгинском и Среднеустьевском секторе, а также обширная область Среднеустьевского сектора, прилегающая к озерному краю дельты. Эта область имеет крайне малый сток и по большей части занята водной растительностью на мелководьях.

При изучении изолиний средней концентрации взвеси в воде четко видны основные рабочие протоки дельты и неравномерное перераспределение стока по её рукавам: основной

сток наносов идет по главному руслу, протоке Левобережной и протокам Лобановского сектора.

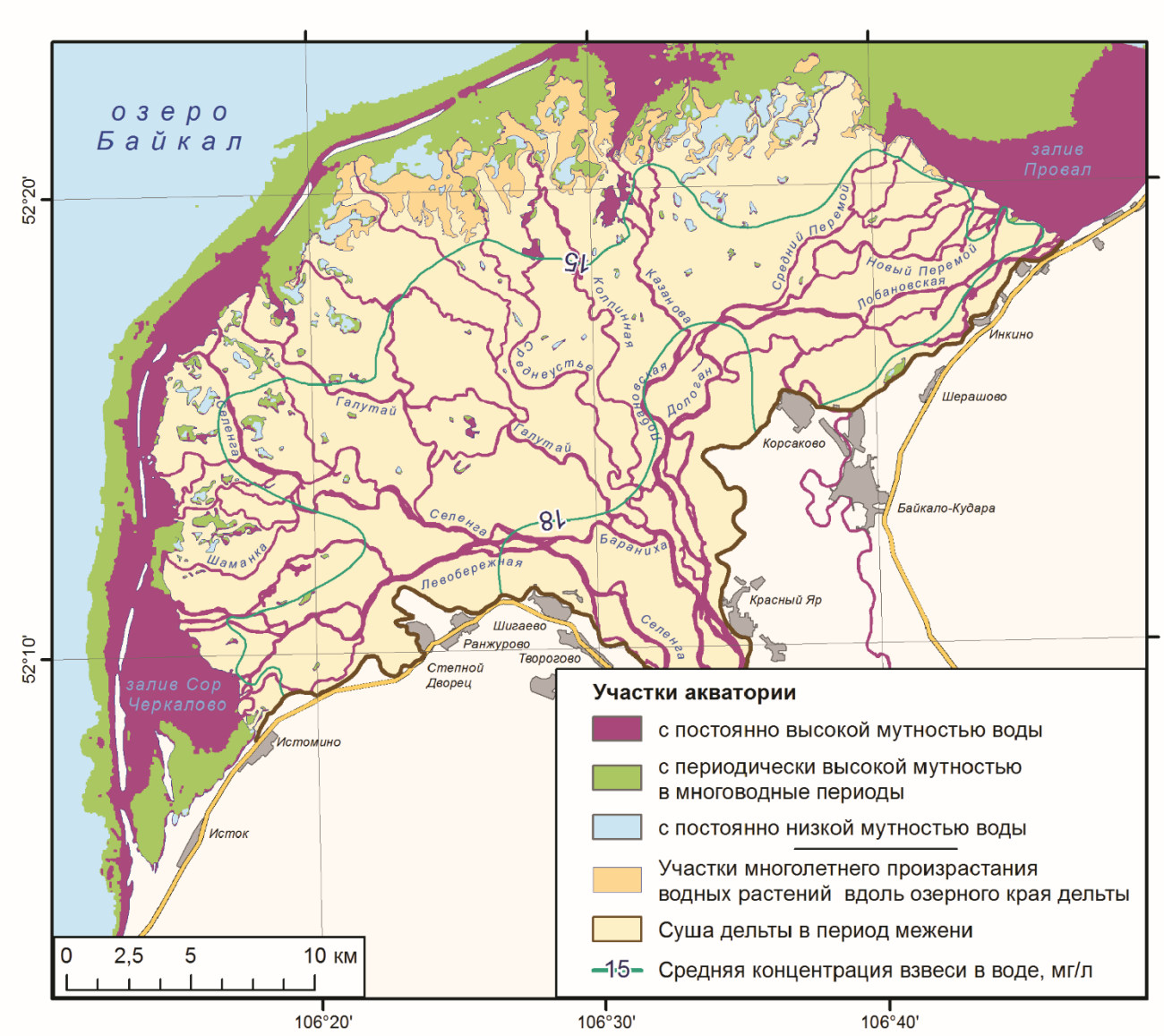


Рисунок 2.18. Карта режимов мутности воды в протоках дельты и ее приустьевой части (составлена по мозаике снимков серии Landsat с 1989 по 2015 гг.).

Выводы

Концентрация взвешенных частиц в дельте реки Селенги и прилегающей акватории озера Байкал может быть смоделирована с высокой точностью (до 4 мг/л) по различным данным. Практически все космические съемочные системы, использованные в работе, дают схожий порядок по точности моделирования концентрации взвеси. Отклонения по модели от полевых данных составили для Landsat5/TM 5-7 мг/л, для Landsat8/OLI и UK-DMC2/SLIM-6-22 2 мг/л, для SPOT 6/NAOMI и Sentinel 2/MSI 3 мг/л. Оценить точность данных, полученных с дельталета, не представляется возможным, но судя по коэффициенту детерминации,

рассчитанному при построении модели, они имеют меньшую точность, что связано, в первую очередь, с яркостными искажениями на снимках.

При малых значениях концентрации взвеси для моделирования подходят лучше всего линейные зависимости. На точность модели очень сильно влияет качество полевых данных о концентрации взвеси в воде. Модели, полученные для снимков не самого высокого разрешения, но с использованием грамотно набранных точек, обеспечивают более точное определение параметра концентрации взвеси, чем модели, полученные для снимков самого высокого разрешения среди доступных, но с использованием худшего объема данных. Главным условием получения хорошего набора полевых данных является максимальный охват градиента мутности, от самых низких, до самых высоких значений в пределах исследуемого объекта. На основе проведенной работы даны рекомендации по выполнению полевых отборов проб воды и их последующей обработки.

На основе опытов по картографированию концентрации взвеси в дельте Селенги различного масштаба было выявлено несколько закономерностей. Для моделирования концентрации взвеси на масштабном уровне всей дельты основным фактором выбора данных является пространственное разрешение. Небольшие протоки в дельте правильно распознаются только при разрешении выше 5 м (снимки SPOT 6/NAOMI и данные съемочной системы ULM/Headwall). Большинство средних проток и озер уверенно дешифрируются при разрешении 10-15 м (снимки Sentinel 2/MSI и панхроматический канал Landsat 8/OLI). Разрешение больше 20 м (снимки UK-DMC2/SLIM-6-22 и мультиспектральные каналы Landsat 8/OLI) подходит для дешифрирования только крупных проток и общих закономерностей изменения поля взвеси в озерах дельты. В ходе работы стало очевидно, что снимки с дельталета, полученные съемочной системой Headwall, хорошо подходят только для крупномасштабного моделирования концентрации взвеси в локальных ситуациях, но не подходят для моделирования на уровне всей дельты или её крупных частей. При моделировании концентрации взвешенных частиц на масштабном уровне прилегающей к дельте акватории озера Байкал и озера целиком на первый план выходит не пространственное разрешение, а охват снимков. Здесь лучшим решением из имеющихся вариантов можно считать снимки Landsat 8/OLI и Sentinel 2/MSI, пролет которых может одновременно охватить всю изучаемую территорию.

Полученные модели зависимости яркости пикселов от мутности воды могут быть применены в различных исследованиях. В контексте настоящей работы они могут быть наиболее эффективно использованы для расчета расхода взвешенных наносов в дельте реки Селенги и оценки их пространственного и временного баланса. Наличие моделей для пяти

широко используемых космических съемочных систем со схожими параметрами точности увеличивает количество данных, которые могут быть использованы для анализа баланса взвеси.

Рассчитанная по серии снимков со спутников Landsat карта режимов мутности воды позволяет типизировать акваторию дельты на участки: постоянно мутные, периодически мутные и практически всё время чистые. Такая информация может быть полезна при рассмотрении гидрологического режима проток и озер дельты, а также в дальнейшем анализе мест произрастания водной растительности дельты.

ГЛАВА 3. МЕТОДИКА АНАЛИЗА ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ДЛЯ КАРТОГРАФИРОВАНИЯ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДЕЛЬТЫ РЕКИ СЕЛЕНГИ

По своей экологической функции водная растительность занимает особое место среди растительных сообществ дельты. Водная растительность является пищевым ресурсом и местом обитания множества видов рыб, птиц и животных. Установлено, что в зарослях водной растительности повышено видовое разнообразие и количество беспозвоночных, планктонных и бентосных организмов (Садчиков, Кудряшов, 2005). Наиболее значимо, что постоянно взаимодействуя с потоками вещества, идущими со стоком воды в протоках, водная растительность является одним из главных агентов фильтрации в дельте (Дельта…, 2008). При этом фильтрация взвеси и содержащихся в ней вредных элементов происходит разными путями. Какую-то часть веществ поглощают сами растения в процессе своей жизни. Имея строение, нацеленное на максимальное поглощение растворенных в воде веществ, подводная растительность также удерживает значительное количество взвеси на своем теле. Наибольший вклад в фильтрацию вносит механическое осаждение взвеси в связи с изменением скорости потока, проходящего через заросли водной растительности.

Существует сравнительно много работ, доказывающих фильтрующую функцию водной растительности. Например, установлено, что в процессе образования 1 тонны фитомассы водные растения могут поглотить до 250-400 кг различных минеральных соединений (Смолянинов, Рябухова, 1971). В исследовании И.М. Распопова и М.А. Беловой (1987) отмечается, что около 30% продукции гелофитов (болотные растения, почки возобновления которых находятся в почве под водой) и связанных в них соединений исключается из круговорота веществ в водоеме. Имеются данные о том, что рдесты могут задерживать на себе взвесь, составляющую 10-25% массы самого растения (Поляков, 2002).

Первым шагом к пониманию фильтрующей функции водной растительности может быть анализ ее фитомассы. Для дельты имеются подсчеты фитомассы водных растений по видам в расчете килограмм на единицу площади (Экология растительности…, 1981; Бартаева, 1988; Дельта…, 2008). Помимо них, имеются собственные данные автора о фитомассе водной растительности дельты, собранные в рамках экспедиций 2011-2016 годов. Однако ранее не был проведен расчет общей фитомассы водной растительности в дельте, так как не были оценены площади, занятые этими видами.

На данный момент не опубликовано работ, посвященных картографированию именно водной растительности дельты. На карте ландшафтов дельты (Ilyicheva et al., 2015) показаны местообитания только водных растений, укореняющихся в воде или находящихся в условиях

периодического затопления. В пределах надводной части дельты также имеются выделы растений с плавающими листьями, объединенные на карте в единый класс с прочей водной растительностью. При этом по берегу озерного края дельты и в дельтовых озерах имеются значительные площади погруженной растительности и растений с плавающими листьями, что на карте не отражено.

Должное внимание водной растительности уделено в работе Ч. Лейна и др. (Lane et al., 2014), но, к сожалению, авторы работали только на участке Кабанского заказника, находящегося в Среднеустьевском секторе дельты, и полученная ими схема дешифрирования покрывает лишь часть дельты реки Селенги.

В настоящей работе была поставлена задача создать карту местообитаний водной растительности, в первую очередь, подводной, на основе космических снимков и полевых данных. Среди полевых данных автора имеются маршрутные описания растительных сообществ в точках, сделанные в 2014 - 2016 гг. и точки спектрометрирования водной растительности дельты, с одновременным описанием объектов спектрометрирования, сделанным в 2015 - 2016 гг.

На основе спектральных данных были определены факторы, влияющие на спектральный образ растительности, что впоследствии использовалось при дешифрировании ее местообитаний. В целях выявления наилучших снимков для картографирования водной растительности, был проведен ряд экспериментов по дешифрированию имеющихся изображений: Landsat 8/OLI, SPOT 6/NAOMI, Sentinel 2/MSI, ULM/Headwall.

3.1. Водная растительность дельты как объект картографирования

Термин «водная растительность» воспринимается каждым автором по-своему и на данный момент не существует единого ответа, какие растения считать водными. Как отмечает А.П. Белавская (1994), некоторые исследователи относят к водной растительности только растения с плавающими листьями и погруженные в воду, некоторые включают виды, способные расти в избыточном увлажнении, а некоторые включают в эту группу все растения, способные существовать в водной среде. При этом нет и единого мнения о том, как называть растения, чье местообитание связано с водной средой. Наряду с термином «водная растительность», в гидроботанике также встречаются такие термины как «макрофиты», «высшие водные растения», «водные сосудистые растения», «аквафлора» и т.п.

В настоящей работе будем использовать термин «водная растительность», как относящийся исключительно к многолетним растениям, полностью обитающим в водной среде.

Водные растения дельты можно классифицировать в три группы (согласно Азовский, Чепинога, 2007):

1) Нимфеиды - растения, укореняющиеся в воде и имеющие плавающие листья. В эту группу входят, в первую очередь, такие растения, как кубышка малая (*Nuphar pumila*) и нимфейник (также известный как нимфоцветник) щитолистный (*Numphoides peltata*), стрелолист плавающий (*Sagittaria natans*). Кубышка и нимфейник имеют длинные тонкие стебли, оканчивающиеся у поверхности воды зелеными плавающими листьями, до 10 см диаметром. Цветки крупные, желтые. Стрелолист имеет погруженный в воду стебель с листьями двух типов: подводные листья линейные, сидячие, плавающие - продолговатые или лацетные, 4-10 см длиной и 3-20 мм шириной, с фиолетовыми прожилками. Цветки белые. Растения произрастают на глубине до 1,5-2 м.

2) Элодеиды – полностью погруженные в воду укореняющиеся растения. Наиболее разнообразная группа, в которую входят растения разных семейств. Самое многочисленное семейство – рдестовые (*Potamogetonaceae*), среди которых следует отметить наиболее встречающиеся в дельте реки Селенги виды: рдест курчавый (*Potamogeton crispus*), гребенчатый (*Potamogeton pectinatus)* и пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus*). Рдест курчавый имеет линейно продолговатые или ланцетные курчавые листья, 3-7 см длиной и 5-13 см шириной. Рдест гребенчатый имеет узколинейные листья, 3-15 см длиной и 0,7-3 мм шириной. Рдест пронзеннолистный имеет листья округло-яйцевидной или ланцетной формы, 1,5-7 см длиной и 1,5-3,5 см шириной. Цветки рдестов не отличаются по цвету от основного тела растения. Произрастают рдесты до глубины 1-2 м, хотя отдельные растения встречаются до глубин 7-15 м. Элодея канадская (*Elodea canadensis*) является заносным видом для озера Байкал. Листья у элодеи яйцевидные или ланцетные, до 12 мм длиной и 5 мм шириной, собраны в мутовки, цветки белые, небольшие. Произрастает на глубине до 5 м, хотя отмечены случаи нахождения на 30-метровой глубине. Среди урути наиболее часто встречается уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*). Растение отличается стеблями с темно-розовым оттенком и листьями, собранными по четыре в мутовки, перистые, с несколькими парами нитевидных долей. Встречается на глубине до 30 м.

3) Лемниды – погруженные и плавающие неукореняющиеся растения. В дельте реки Селенги представлены наиболее часто встречаются три вида: ряска малая (*Lemna minor*), ряска трехдольная (*Lemna trisulca*) и роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*). Ряска малая имеет небольшие пластинки, 2-4 мм длиной, часто соединенные в группы по 2-5 экземпляров, плавающие на поверхности воды, цветки желтые. Встречается в поверхностных спокойных водах. Ряска трехдольная имеет более крупные пластинки, 4-20 мм длиной, которые

находятся большую часть времени под водой, всплывая только во время цветения. В прозрачных водах может встречаться до глубины 30 м. Роголистник имеет листья 1,5-2 см длиной, разделенные на узкие доли с рядом коротких зубчиков на краю, небольшие белые цветки. Отмечен на глубине до 6 м.

По условиям произрастания и морфологическим признакам два класса растительности: нимфеиды и элодеиды, различаются очень хорошо. Растения класса лемниды имеют свойства как первого, так и второго класса, что сильно затрудняет процесс их дешифрирования. Ряска малая имеет схожий с нимфеидами образ, в то время как ряска трехдольная, и в особенности, роголистник погруженный, крайне схожи с элодеидами. При этом растения класса лемниды в большинстве случаев растут совместно в сообществах с другой водной растительностью, образуя мозаичные выделы, что потенциально сильно осложняет дешифрирование снимков.

В связи с этим было решено объединить третий класс с двумя другими, основываясь на условиях произрастания. Далее в работе будет принято разделение водной растительности дельты на два класса: 1) ***растения с плавающими листьями***, куда входят растения класса нимфеидов и ряска малая, и 2) ***погруженные в воду*** *(подводные)* ***растения***, куда входят растения класса элодеидов совместно с ряской трехдольной и роголистником погруженным.

По пространственному распределению в дельте реки Селенги выделяется три типа участков зарастания водной растительностью (Дельта…, 2008):

1) Русло реки Селенги. Характеризуется сильным течением и песчано- галечными грунтами, что препятствует произрастанию макрофитов. Сообщества водных растений встречаются только в многочисленных затонах и на затапливаемых участках вдоль русла. Затоны имеют небольшую ширину и глубину. Среди водных растений встречаются такие, как стрелолист плавающий, роголистник погруженный, рдест гребенчатый и пронзеннолистный.

2) Протоки реки. Характеризуются спокойными течениями и илистыми грунтами. Пояс погруженных растений тянется вдоль берегов проток и по озерному краю дельты. Представлен в первую очередь рдестами. Около устьевых частей проток, на мелководьях, часто встречается пояс растений с плавающими листьями, представленный прежде всего нимфоцфетником щитолистным.

3) Озера-старицы в дельте. Характеризуются практическим отсутствием течений и низкой мутностью воды. По берегам озер и на мелководьях, до 1-1,5 метров глубины, зарастают растениями с плавающими листьями, такими как нимфоцветник щитолистный, стрелолист плавающий и кубышка малая. Большие глубины заняты погруженными в воду растениями, преимущественно рдестами, а также в некоторых местах урутью и элодеей.

В монографии «Дельта…» (2008) отмечается, что водная растительность произрастает на глубинах до 1,5 м. В ходе собственных исследований автора, водная растительность обнаруживалась крупными скоплениями до глубины 1,8-2 метра.

3.2. Анализ спектрального образа водной растительности дельты реки Селенги и факторов, на него влияющих

Перед этапом классификации снимков был выполнен анализ спектрального образа водной растительности. Для этого в 2015 и 2016 годах были проведены полевые спектрометрические работы в дельте реки Селенги. В 2015 году спектрометрирование проводилось портативным спектрорадиометром ASD FieldSpec3 Hi-Res. Спектрорадиометр работает в диапазоне от 350 до 2500 нм, со спектральным разрешением 3 нм в диапазоне 350-900 нм и 10 нм в диапазоне 900-2500 нм. Результаты измерений интерполируются и записываются с шагом 1 нм. Расчет коэффициента спектральной яркости проводится с помощью измерения панели с постоянной отражательной способностью (95%). За время экспедиции 2015 года было записано 15 спектральных образов водной растительности. Методика сбора данных и предварительные результаты описаны в работе (Тутубалина и др., 2015).

В 2016 году спектрометрирование проводилось портативным спектрорадиометром SkyeInstruments SpectroSense2+. Спектрорадиометр работает в четырех широких участках спектра: голубом, зеленом, красном и ближнем инфракрасном. Устройство прибора позволяет вести одновременную съемку «вверх и вниз», то есть вместе со спектральным образом изучаемого объекта записывается сразу и информация об освещенности. Расчет коэффициента спектральной яркости происходит путем использования этих данных. За время экспедиции 2016 года было записано 111 спектральных образов растительности.

Спектрометрирование водной растительности сопровождалось описанием исследуемых площадок. На каждой площадке фиксировалась следующая информация: видовой состав образца, проективное покрытие видов, глубина и расстояние от поверхности воды до растений. В 2016 году также проводились измерения мутности в каждой точке спектрометрирования. Главной задачей спектрометрирования было, во-первых, удостовериться в различимости видов водной растительности между собой, и во-вторых, оценить влияние параметров среды на спектральный образ водной растительности. Положение точек представлено на рисунке 3.1.

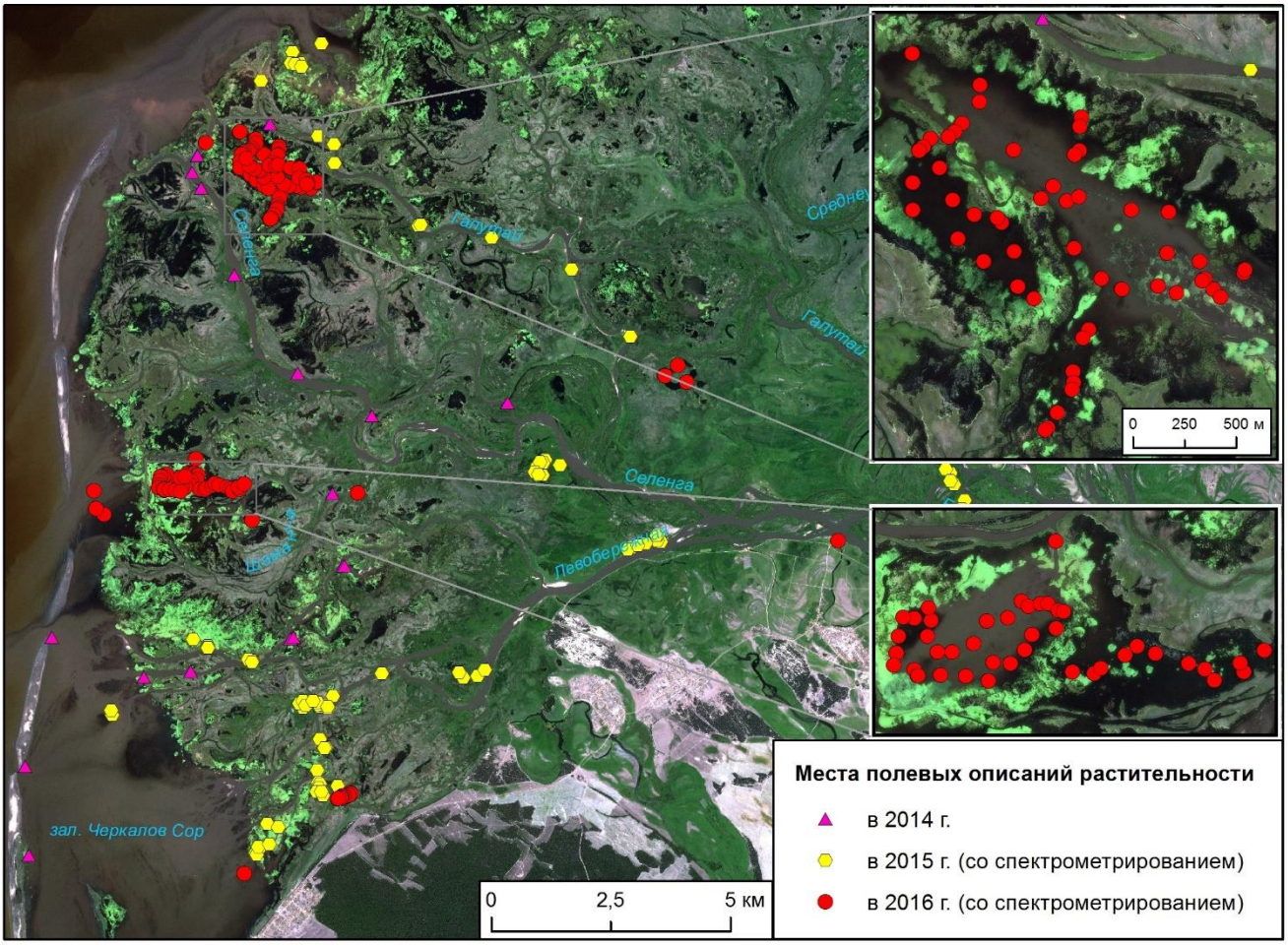


Рисунок 3.1. Положение точек полевых описаний растительности и спектрометрирования в 2014-2016 годах

Анализ спектральных кривых 2015 года. В ходе полевых работ было набрано сравнительно мало спектральных образов водной растительности. Если классифицировать по доминантному виду, то из 15 спектров водных растений половина принадлежит растениям с плавающими листьями: 2 кубышки малых, 2 нимфоцветника щитолистного, 3 стрелолиста плавающего, и половина погруженным в воду растениям: 7 спектров рдестов и 1 спектр урути (Рисунок 3.2.). Такое небольшое количество спектральных образов не позволяет провести детальный анализ факторов, влияющих на спектральный образ растительности, но позволяет выявить некоторые закономерности.

С уверенностью можно утверждать, что класс растений с плавающими листьями четко отделяется от растений, погруженных в воду. Для растений с плавающими листьями проективное покрытие видами колеблется от 2 до 15% и четкой связи спектрального образа с проективным покрытием проследить не удается. В данной группе растений кубышка и нимфоцветник в целом имеют большие значения КСЯ в БИК зоне, по сравнению со стрелолистом.

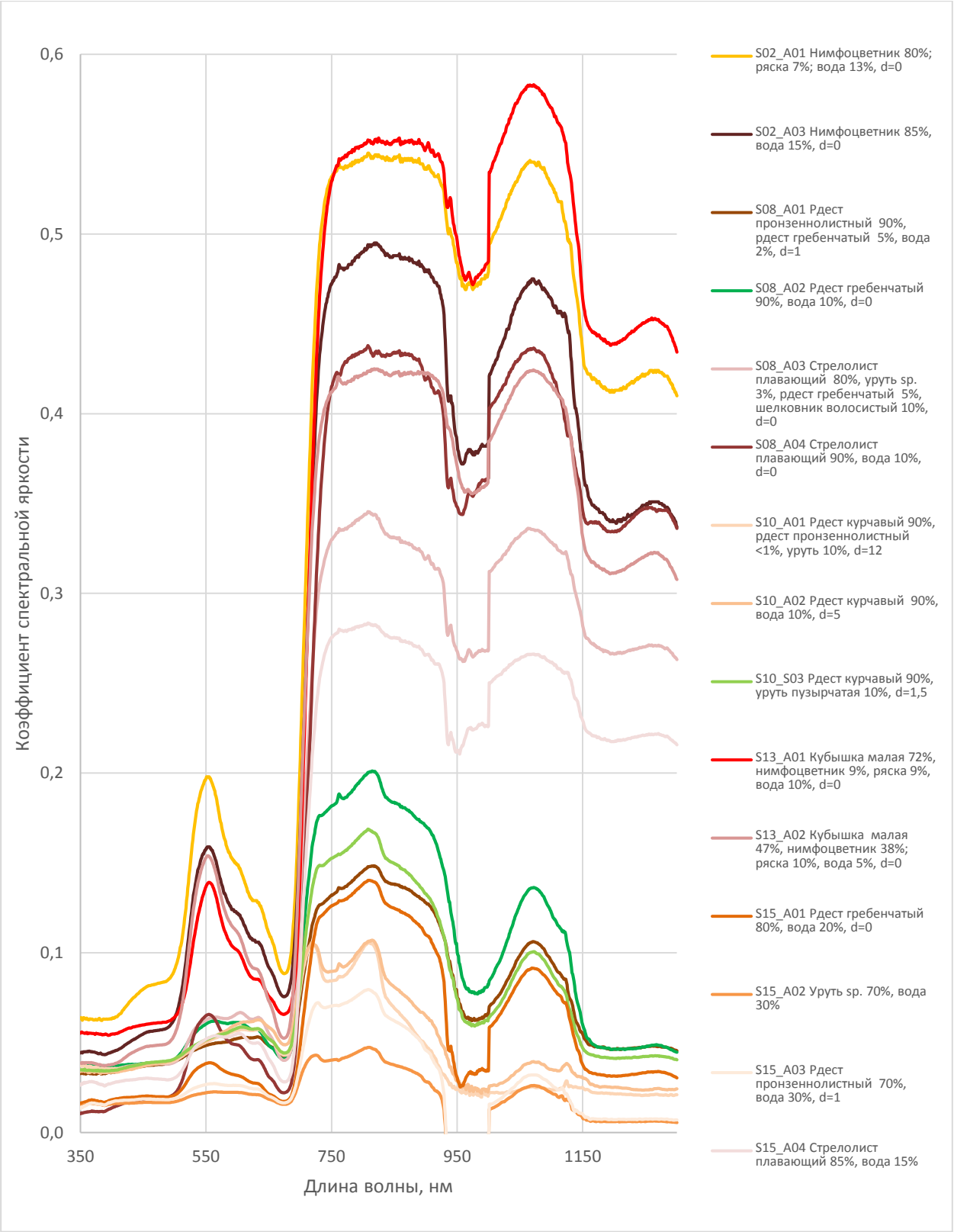


Рисунок 3.2. Графики кривых спектральной яркости водной растительности, составленные по данным 2015 года. В легенде в процентах указано проективное покрытие, d – глубина погружения в см

Погруженная в воду растительность имеет значительно меньшие показатели КСЯ во всех зонах, особенно в БИК, по сравнению с растениями с плавающими листьями. Наибольшее влияние на спектральные характеристики водных растений оказывает глубина их погружения под воду и проективное покрытие. Так, для образцов рдеста курчавого, находящихся на глубине 5 и 12 см под водой, величины КСЯ в диапазоне 700-1300 нм снижаются в полтора раза по сравнению с образцом того же вида, находящимся на поверхности воды. Для образцов рдеста пронзеннолистного наблюдается аналогичное снижение значений КСЯ при высоком проективном покрытии (90-95%) и снижение в 2-3 раза при одновременном понижении проективного покрытия (до 60%) у погруженных в воду растений. У всех погруженных в воду образцов на инфракрасном «плато» значений КСЯ, характерном для зеленых растений, появляется характерный провал, максимальный в районе 750 нм, вызванный сильным поглощением солнечной радиации в воде. Изменения спектральных характеристик рдеста разного видового состава оценить нелегко в связи с сильной вариацией глубины погружения растений в воду и их проективного покрытия. Можно предположительно отметить две наблюдающиеся особенности: более высокие значения КСЯ у рдеста гребенчатого при проективном покрытии 90% по сравнению с рдестом курчавым и рдестом пронзеннолистным (с таким же покрытием) в диапазоне 700-1150 нм; а также максимум КСЯ, наблюдаемый у рдеста гребенчатого на 550 нм, и отсутствующий у двух других видов рдеста.

С целью более детального изучения спектральных образов водной растительности было проведено полевое спектрометрирование на следующий 2016 год. Поскольку было выявлено, что на спектральный образ могут оказывать сильное влияние проективное покрытие и глубина погружения, эти параметры учитывались при описании площадок спектрометрирования. Одновременно было сделано предположение относительно третьего параметра – мутности воды, который также может сильно искажать спектральный образ водной растительности. Спектрометрирование велось менее детальным в спектральном плане прибором, имеющем всего 4 канала против 2500 в 2015 году. Однако значительно большее количество данных и более подробные описания позволили сделать не только качественные, но и количественные выводы относительно факторов, влияющих на спектральный образ водной растительности.

Анализ спектральных кривых 2016 года. Данные состоят из 111 спектральных кривых различной растительности и водной поверхности. Большинство спектров (78) принадлежат подводным видам, остальные спектральные образы были получены для того, чтобы проследить, насколько подводная растительность отличается от окружающей среды.

Все спектральные образы были поделены на четыре класса:

1. Подводная растительность (72 спектра)

2. Прибрежная растительность (6 спектров)

3. Растения с плавающими листьями (19 спектров)

4. Вода (14 спектров)

Первоначально все спектральные образы растительности были объединены по доминантному роду. Это позволило проанализировать в целом различимость основных родов водной растительности дельты и сравнить их со спектральным образом воды. Для построения спектральной кривой для воды использовалась точка со значением мутности, соответствующим концентрации взвеси в 10 мг/л, то есть сравнительно чистой воды.

Возможно, в связи с неточной калибровкой спектрометра, значения в красной зоне для всех спектров несколько завышены. Это влияет на то, что в характерном образе растительности пропадает «красный минимум», то есть понижение спектрального образа в красной зоне в связи с областью поглощения света хлорофиллом в растениях. Таким образом, наиболее информативной зоной спектра становится ближняя инфракрасная, так как именно в ней заметны наибольшие различия в спектральных образах исследуемых объектов.

На графике (Рисунок 3.3) видно, что все классы с растительностью имеют характерные спектральные образы, отличающие их от образа воды. Наибольшим значением в БИК зоне обладает осока, что скорее всего связано с минимальным влиянием на ее образ водной толщи. Чуть ниже в БИК зоне располагаются нимфоцветник и кубышка, растения с плавающими листьями, которые в большинстве случаев имеют высокое проективное покрытие и сухую поверхность листьев. Схожие значения в видимом диапазоне спектра, но более низкие в БИК имеет стрелолист, что может объясняться обычно меньшим проективным покрытием и структурой листа. Так же высокие значения в БИК, но при этом низкие значения в остальных зонах имеет ежеголовник, прибрежное растение. Значительно ниже значения в БИК зоне наблюдаются у спирогиры - водоросли, обитающей как в толще воды, так и плавающей у поверхности. В связи с тем, что спектральные образы получены в первую очередь для участков на поверхности, спирогира имеет довольно высокие значения во всех зонах спектра, но более низкие, чем у осоки или у растений с плавающими листьями. Спектральный образ ряски схож с образами группы растений с плавающими листьями, но при этом значения яркости во всех зонах значительно ниже, что скорее всего связано с размером листьев ряски и их обычной погруженностью в воду на 1-2 см. Практически идентичные образы имеют рдест, уруть и элодея, полностью погруженные в воду растения. В среднем, их спектральный образ слабо

различим с образом воды. Основным различием является положение кривой на участке красный-ближний инфракрасный диапазон: образ воды имеет отрицательный наклон, в то время как образ подводных растений – слабоположительный.

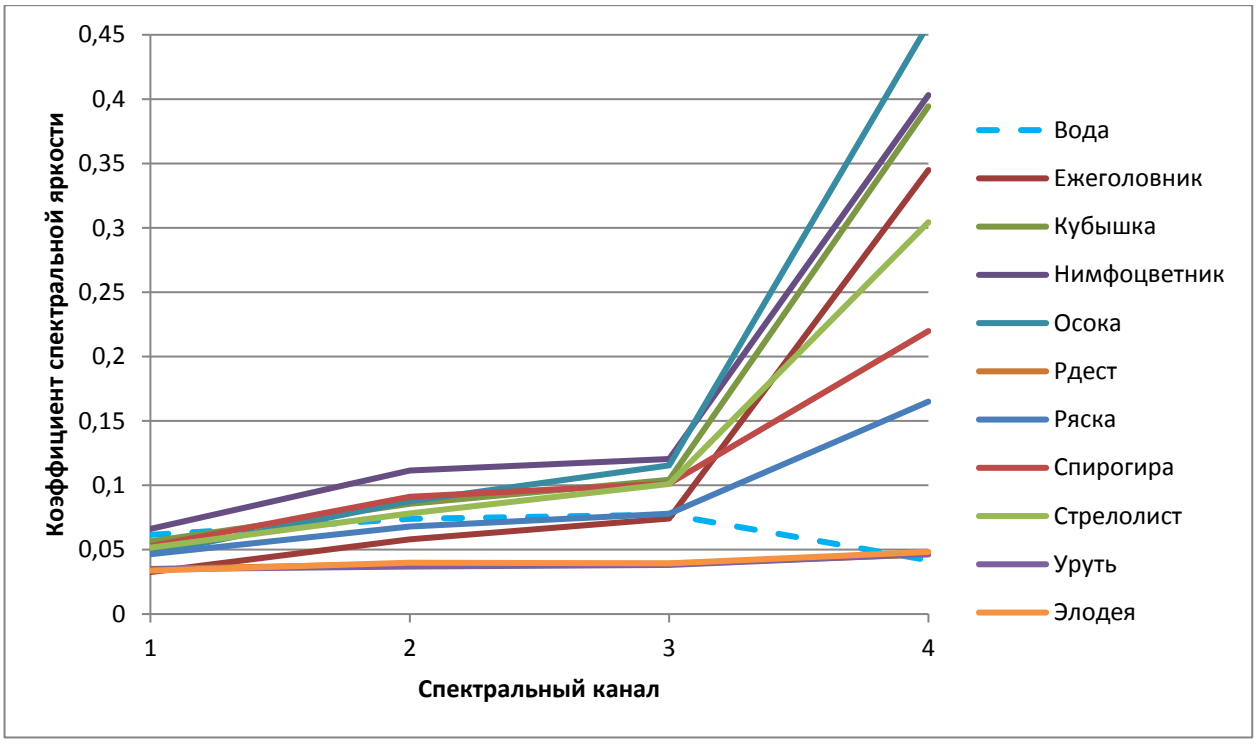


Рисунок 3.3. Графики кривых спектральной яркости растительности и воды, составленные по данным 2016 года

Из предварительного анализа спектральных образов основных водных растений, встреченных в дельте в рамках экспедиции 2016 года, видно, что все растения, во-первых, имеют спектральный образ, отличный от образа воды, и, во-вторых, объединяются в смысловые группы по местообитаниям и морфологическим признакам. Растения в группах имеют очень схожие образы, что позволяет сделать вывод о низкой спектральной различимости отдельных видов водных растений дельты. Довольно уверенно можно дешифрировать по спектральному образу группы растений, но для дешифрирования видов растений внутри групп требуются более детальные данные.

На основе характера спектрального образа, все растения были объединены в четыре группы (Рисунок 3.4):

1) Прибрежные растения (осока, ежеголовник). Виды, обитающие в прибрежной части с периодически затапливаемыми или постоянно погруженными в воду прикорневыми частями;

2) Растения с плавающими листьями (кубышка, нимфоцветник, стрелолист). Растения, укореняющиеся в воде и имеющие плавающие надводные листья;

3) Плавающие водоросли (спирогира);

4) Подводная растительность (рдест, уруть, элодея). Высшие водные растения, обитающие в толще воды.

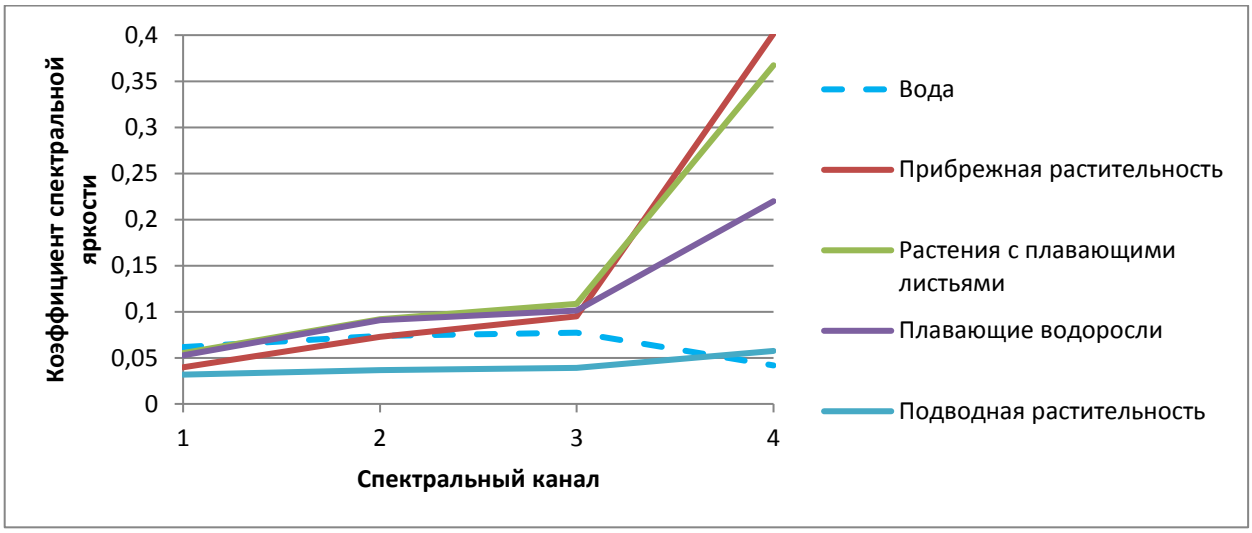


Рисунок 3.4. Графики кривых спектральной яркости (средние значения) четырех объединенных классов растительности и воды, составленные по данным 2016 года

Объединенные классы имеют хорошую различимость, кроме прибрежных растений и растений с плавающими листьями. Однако качество полевых данных не позволяет репрезентативно показать группу прибрежных растений (всего 6 спектральных образов) и соответственно делать выводы.

Наибольший интерес представляют данные о спектральном образе подводной растительности. Среди подводной растительности было выделено три основных рода, встречающихся в дельте: 1) Рдест; 2) Уруть; 3) Элодея.

Подводные виды часто образуют монодоминантные сообщества, также довольно часто встречается соседство двух видов. Поскольку все виды произрастают в воде, то точки спектрометрирования представляют смешанные спектральные образы одного или двух видов растительности вместе с водой.

Если разделить все спектральные образы по первому доминантному роду, то спектральные данные подводной растительности разделяются следующим образом (Рисунок 3.5):

1. Рдест (25 спектров);
2. Уруть (14 спектров);
3. Элодея (29 спектров).

На основе полученных данных была выдвинута гипотеза, что на спектральный образ подводной растительности наибольшее влияние оказывают следующие факторы:

1. Проективное покрытие растений;
2. Глубина погружения;
3. Мутность воды.

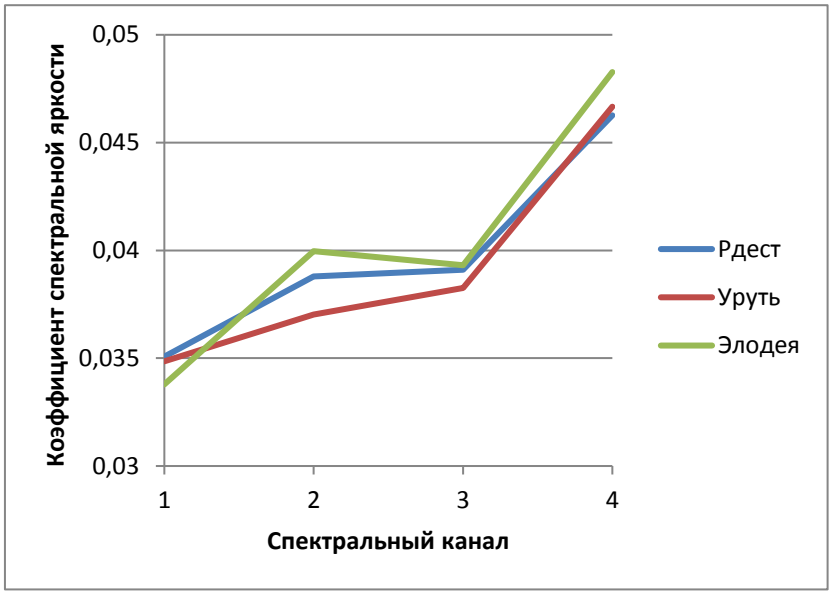


Рисунок 3.5. Графики кривых спектральной яркости для рдеста, урути и элодеи, составленные по данным 2016 года

Далее поочередно рассматривался каждый фактор. Предварительно выделялись группы по полевым описаниям и для каждой группы рассчитывалось среднее значение спектральной яркости. Это значительно повысило наглядность сравнения графиков. Внутри каждой выделенной группы строились графики для выявления однородности группы. В случае, когда 1-2 графика сильно отличались от остальных графиков, они исключались из анализа. Графики спектральных кривых и анализ каждого графика представлены в приложении 9.

Проективное покрытие (ПП). Параметр рассматривался с двух точек зрения. Во-первых, анализировались группы, классифицированные по проективному покрытию только доминантного вида. Во-вторых, рассматривалось общее проективное покрытие всеми видами подводной растительности. В результатах имеются отличия.

Следует отметить, что точек с ПП 100% имеется намного больше, чем всех остальных, особенно мало точек с низкими значениями ПП, так как чаще всего подводная растительность занимает обширные поля с сомкнутым покровом. Так же следует отметить, что в описаниях может присутствовать большая доля неточностей в связи с трудностью определения ПП подводной растительности в мутной или глубокой воде. Разница в группировке классов по доминантному виду и общему значению ПП обусловлена отсутствием необходимого количество точек для выделения класса при группировке по общему ПП.

На все графики растительности были наложены кривые спектрального образа воды разной мутности, чтобы выявить пороговые значения, при которых образ растительности

перестает читаться, скрываемый образом воды. К сожалению, спектральных образов воды без растительности крайне мало, всего три: при мутности 59, 17 и 10 мг/л (Рисунок 3.6).

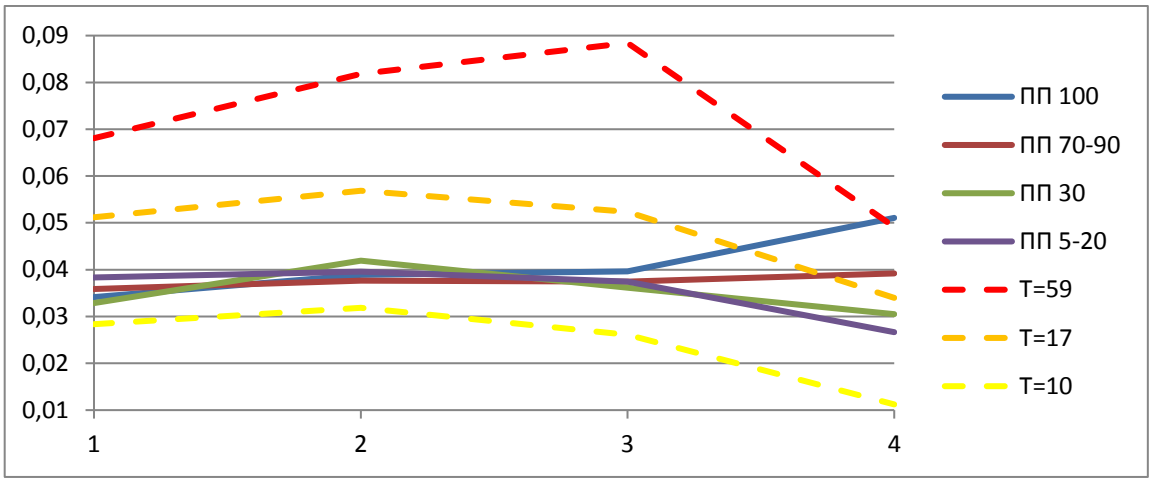


Рисунок 3.6. Графики кривых спектральной яркости подводных растений, сгруппированных по общему проективному покрытию (ПП – проективное покрытие в %, Т – мутность воды, соответствующая концентрации взвеси в мг/л)

Анализ спектральных кривых (Приложение 9, 1а-1з) подтверждает связь спектрального образа с проективным покрытием растительности. В большинстве случаев графики с ПП выше 70% имеют большие значения коэффициента спектральной яркости в БИК зоне, чем те, что ниже 70%. Часто повторяющееся несоответствие для первых двух классов с ПП 100% и 80-90% (на большинстве графиков ПП 100% идет на втором месте по спектральной яркости) можно объяснить очень большой вариабельностью значений внутри класса 100%. Для каждого вида растительности этот класс составляет минимум половину точек. Для урути колосистой по собранным полевым данным наблюдается очень четкое соответствие проективного покрытия и спектрального образа. Для остальных видов зависимости менее четкие, что скорее всего связано с влиянием других факторов.

Сравнивая графики растительности с графиками спектрального образа воды различной мутности, можно сделать несколько выводов. При высокой мутности (59 мг/л) практически все спектральные образы растительности теряются. Исключения составляют классы с ПП 90-100%, которые в ряде случаев различимы в БИК зоне. Однако различия не настолько большие, чтобы значительно изменить итоговый спектр. Средняя мутность (17 мг/л) также значительно экранирует спектральные образы растений, но значения в БИК зоне для многих классов уже достаточно хорошо различимы. Порог различимости спускается до 80% ПП. Это дает повод говорить о том, что по разнице красной и БИК зоны можно дешифрировать растения при средней мутности. Спектральный образ условно чистой воды (10 мг/л) везде ниже графиков растительности, то есть чистая вода не экранирует образ растительности.

Глубина погружения. Параметр рассчитывается как расстояние от поверхности воды до основной массы подводной растительности, таким образом являясь толщиной водного слоя над растительностью. При этом глубина дна и высота растительности могут варьировать и в расчет не берутся. Чаще всего подводная растительность на определенном участке имеет одну высоту, но встречаются ситуации, когда отдельные растения имеют высоту больше, чем основная масса. В таких случаях глубина погружения считалась как среднее между выступающими частями и погруженными.

Графики для всех исследуемых видов показывают устойчивую связь спектрального образа от глубины погружения (Приложение 9, 2а-2г). При этом вариации остальных параметров, таких как проективное покрытие и мутность, сказываются несущественно на результатах. Основные различия наблюдаются в БИК зоне, где проникновение света наименьшее. Можно сделать предположение, что четкое выделение везде двух групп с глубиной больше и меньше 15 см связано как раз с глубиной проникновения солнечного света в БИК зоне.

Если сравнить графики водной растительности и воды (Рисунок 3.7), то видно, что основные различия наблюдаются именно в БИК зоне, в то время как в видимом участке спектра эти различия несущественны. Можно сделать предположение, что лимитирующим фактором интерпретации водной растительности является столб воды толщиной 15 см. Та растительность, что растет ближе к поверхности, теоретически дешифрируется точнее, чем та, которая погружена больше указанной величины.

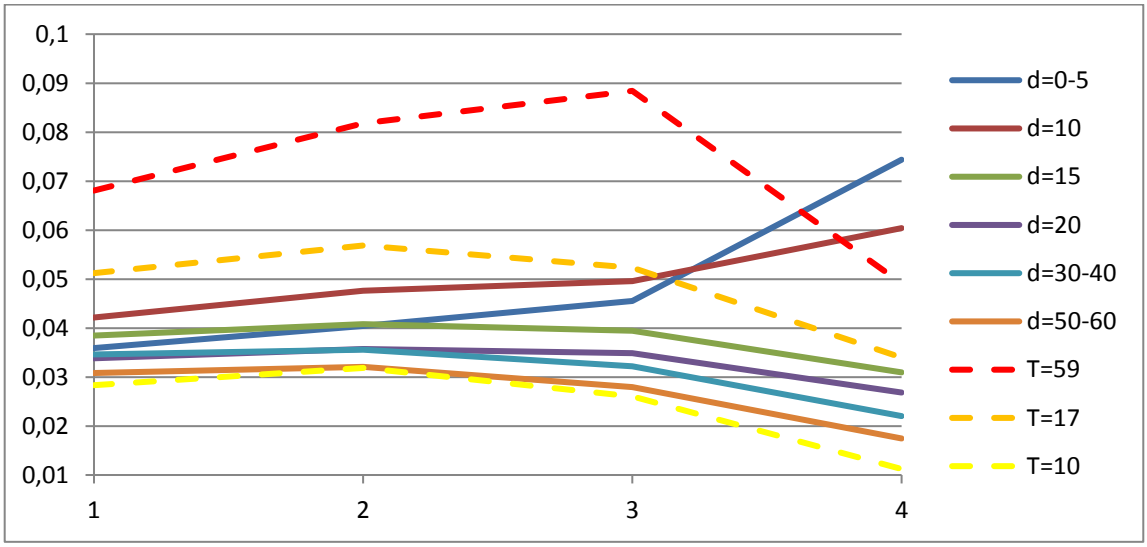


Рисунок 3.7. Графики кривых спектральной яркости рдеста, сгруппированного по глубине погружения (d – глубина погружения в см, T – мутность воды, соответствующая концентрации взвеси в мг/л)

Мутность воды. Точек с различной мутностью не так много, в связи с чем осреднение для групп по мутности велось из небольшого числа вариантов. Это порождает большие случайные отклонения. В основном, в протоках дельты наблюдается относительно высокая мутность воды, соответствующая концентрации взвеси в 20-60 мг/л. Визуально в такой воде различимы растения, находящиеся у поверхности или неглубоко от нее. В озерном крае дельты мутность очень низкая, чаще всего со значениями концентрации взвеси меньше 10 мг/л, здесь растения наблюдаются на глубине не менее 1 м.

В связи с ограниченностью данных анализ графиков спектральных кривых (Приложение 9, 3а-3г) не выявил четкой связи с параметром мутности. Судя по общему графику всех видов, некоторая закономерность имеется. В целом спектральные образы растений располагаются согласно уменьшению мутности: чем ниже мутность, тем ниже спектральные значения, но разброс значений слишком большой, чтобы уверенно говорить о связи.

Так как было выявлено, что основным параметром, хорошо связанным со спектральным образом растительности, является глубина погружения, была предпринята попытка это учесть при анализе мутности воды. Наибольшие вариации по мутности в данных имеются по элодеи канадской, поэтому было решено опробовать идею на этом роде растений. Для каждого уровня глубины были построены графики со значениями разной мутности (Приложение 9, 3д-3и).

В ряде случаев (для определенных глубин) имеется некоторая зависимость спектрального образа от мутности воды (Рисунок 3.8), но она наблюдается по нескольким точкам. Для того, чтобы эта связь была достоверна, не хватает точек измерений.

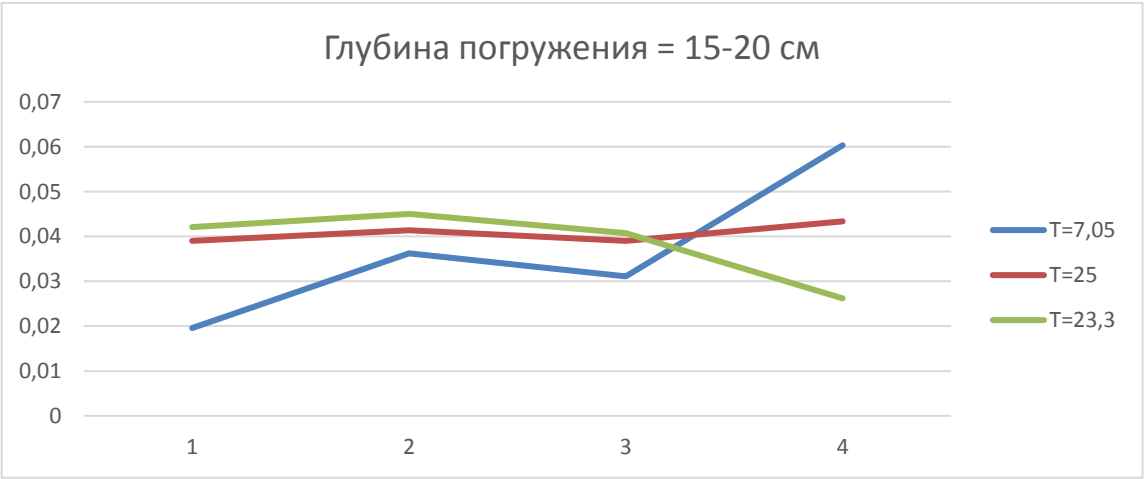


Рисунок 3.8. Графики кривых спектральной яркости элодеи канадской, сгруппированной по мутности воды для глубины 15-20 см (Т – мутность воды, соответствующая концентрации взвеси в мг/л)

По итогам анализа графиков спектральных образов растительности сделан ряд выводов:

1. Спектральные образы подводной растительности дельты реки Селенги уверенно отличаются от образов прибрежной растительности и растений с плавающими листьями. Этот вывод подтверждается многими исследованиями водных растений в других регионах мира (Penuelas et al., 1993; Silva et al., 2008).

2. Между собой основные подводные виды, такие как рдест, уруть и элодея, практически не отличаются по спектральному образу.

3. Наблюдается четкая связь спектрального образа подводной растительности с изменением таких параметров, как проективное покрытие и глубина погружения. Для связи с параметром мутности не имеется достаточного количества данных, поэтому выводы можно сделать только условные.

4. Наиболее уверенно дешифрируются подводные растения с проективным покрытием от 70%. При проективном покрытии меньше 70% спектральный образ подводной растительности слишком близок к спектральному образу воды.

5. Наблюдается наиболее четкая связь спектрального образа подводной растительности наблюдается с глубиной погружения. Установлено, что уверенно дешифрируются растения, погруженные не более, чем на 15 см в воду. При большем погружении спектральный образ воды начинает доминировать над спектральным образом растений.

6. Мутность воды оказывает существенное влияние на спектральный образ растений. При высокой мутности (соответствующей концентрации взвешенных частиц более 10 мг/л) практически все спектральные образы растительности теряются. Средняя мутность (около 5-10 мг/л) оказывает значительное влияние на спектральный образ растений и не позволяет распознавать растительность с низким проективным покрытием или большой глубиной погружения. Низкая мутность (менее 5 мг/л) не препятствует проникновению солнечных лучей и не создает проблем с дешифрированием подводной растительности. Отсутствие более детальных наблюдений не позволяет выявить четкой границы значений мутности, после которых спектральные образы подводной растительности становятся трудноразличимы, но можно сделать предположение, что это происходит при значениях в районе 10-15 мг/л.

Полученные выводы были учтены при дальнейшей классификации растительности по снимкам.

3.3. Дешифрирование водной растительности дельты реки Селенги

С целью выявления наиболее пригодных данных для картографирования водной растительности дельты было проведено дешифрирование различных типов снимков несколькими методами автоматизированной обработки. Для создания эталонных площадок и для последующей проверки достоверности классификаций использовались описания растительности, сделанные в 2014-2016 годах. Местоположение точек описания указано на рисунке 3.1. Основной упор в сборе полевых данных делался на подводную растительность. Среди 185 точек описаний 86 приходятся на погруженные виды, 46 на растения с плавающими листьями и 53 на береговые. Небольшое количество описаний береговых видов позволило провести классификацию изображений только на уровне ассоциаций, без деления на конкретные виды.

Спектральные образы растений, собранные в ходе спектрометрирования в 2015-2016 годах, к сожалению, не удалось использовать в работе в качестве обучающих выборок. Данные 2015 года не содержат чистых спектральных образов подводной растительности, необходимых для классификации, и охватывают сравнительно мало видов, чтобы на их основе построить карту всей дельты. Данные 2016 года не представляется возможным использовать из-за неточной коррекции спектрометра, в связи с чем графики кривых спектральной яркости не совпадают со спектральными образами изучаемой растительности на снимках. Поэтому в дальнейшем исследовании были использованы только результаты анализа графиков спектральной яркости, давшие информацию о влиянии проективного покрытия, глубины погружения и мутности воды на дешифровочные свойства объектов на снимках.

Для дешифрирования использовались снимки Landsat 8/OLI 2014 и 2016 годов, снимки SPOT 6/NAOMI и ULM/Headwall 2014 года и снимок Sentinel 2/MSI 2016 года. Снимки Landsat 8/OLI за два года использовались для сравнения точности классификации одних и тех же данных в зависимости от года.

Чтобы получить результаты, пригодные для сравнения, все снимки обрабатывались по единой методике. Изначально для снимков была проведена радиометрическая и атмосферная коррекция. Классификация велась в программном продукте ENVI 4.8.

Выбор эталонных площадей. Для контролируемой классификации в программе ENVI 4.8 необходимо выбрать эталонные площади – AOI (Areas of Interest). AOI создавались рядом с точками полевых исследований. Для большего набора данных, в качестве AOI брали не точки, а полигональные области, имеющие схожий спектральный образ, соответствующий точке

полевых описаний. Для обучения использовалась половина точек полевых описаний, остальная была оставлена для верификации полученных схем дешифрирования.

Несмотря на то, что главной целью дешифрирования являлась идентификация водной растительности, при классификации использовались и наземные ассоциации. Предыдущие исследования в дельте реки Селенги (Lane et al., 2014) и Волги (Лабутина, Балдина, 2009) показали, что спектральный образ растений с плавающими листьями определяется в первую очередь не видом растения, а проективным покрытием. Это было подтверждено и по полевым наблюдениям автора. Поэтому водные растения были классифицированы не по видам, а по проективному покрытию. ПП более 70% считалось высоким, менее – низким.

На основе полевых описаний и спектральных различий первоначально было выделено 15 классов:

1. Кустарниковые заросли;

2. Злаковые луга;

3. Сухие луга, состоящие преимущественно из тростниковых сообществ;

4. Разнотравные луга;

5. Затопленные участки поймы, занятые преимущественно осоковыми и хвощовыми сообществами;

6. Хвощовые болота;

7. Осоковые болота;

8. Растения с плавающими листьями с высоким проективным покрытием (преимущественно кубышка малая и нимфоцветник щитолистный);

9. Растения с плавающими листьями с низким проективным покрытием (преимущественно нимфоцветник щитолистный и стрелолист плавающий);

10. Погруженные в воду растения (преимущественно рдесты) с высоким проективным покрытием или небольшой глубиной погружения;

11. Погруженные в воду растения с низким проективным покрытием или большой глубиной погружения;

12. Погруженные в воду растения, преимущественно вида элодея канадская;

13. Водная поверхность с низкой мутностью;

14. Водная поверхность с высокой мутностью;

15. Грунт.

Класс «сухие луга» включает в себя преимущественно участки, занятые тростником, к концу лета (дата съемки 16 августа) высыхающего в местах недостаточного увлажнения. На дату съемки снимка приходился спад паводка, и хотя расход воды составлял 1127 м³/с, то есть был в районе среднего многолетнего значения показателя стока реки в теплый период, на снимке присутствуют области наземной части дельты, которые были затоплены во время паводка. Они попали в класс «затопленные участки поймы». Участки высокой и низкой мутной воды были определены не количественно, а качественно, в зависимости от характера спектральных кривых этих классов.

Созданные обучающие выборки проверялись двумя способами. Во-первых, каждый класс оценивался на однородность выборки. Для этого строился средний спектральный образ и рассчитывались такие показатели, как максимальные и минимальные значения и стандартные отклонения. Во-вторых, проверялась различимость классов между собой. Высокая схожесть средних спектральных образов разных классов указывает на то, что спектрально объекты сильно похожи и скорее всего следует их объединить в один класс для повышения достоверности классификации.

Несмотря на то, что все AOI выбирались около одних и тех же полевых точек, использовать идентичные полигоны для разных съемочных систем не представлялось возможным. В первую очередь, это связано с различным пространственным разрешением – от 6 до 30 м. Во вторую очередь, это связано с тем, что снимки сняты в разные года. Снимки Landsat 8/OLI, SPOT 6/NAOMI и ULM/Headwall сняты в 2014 году, а снимок Sentinel 2/MSI и второй снимок Landsat 8/OLI – в 2016. На снимках запечатлены различные условия водности, поэтому особенно сложно использовать идентичные полигоны для погруженных растений и прибрежных видов. При невозможности создать AOI в районе точки полевых описаний, они создавались в максимально приближенном к ней месте со схожим спектральным образом.

Классификация объектов на снимках. В работе было решено проверить несколько наиболее популярных алгоритмов классификации, представленных в программе ENVI 4.8, и выбрать, какой алгоритм наиболее подходит для поставленных целей. Для всех снимков, кроме ULM/Headwall, были применены следующие алгоритмы:

1. Классификация по Расстоянию Махаланобиса. Классификация учитывает особенности статистического рассеяния кривых спектральных яркостей пикселов вокруг центра класса (Чабан, 2013). Предполагается, что значения признаков по классам распределены по нормальному закону. Классификатор использует расстояние Махаланобиса для определения принадлежности текущего элемента множества к одному из эталонных подмножеств (AOI) из

множества входных данных. В случае, когда расстояние меньше заданного порогового значения, пиксел снимка относится к тому или иному классу, если больше – то относится к неклассифицированному классу.

Данный статистический метод расчета расстояния в пространстве спектральных признаков применяется в случае сильной неоднородности классов. Метод был выбран потому, что дельта является очень мозаичным объектом и ей присуща сильная неоднородность классов.

2. Классификация методом Максимального правдоподобия. Способ классификации также предполагает нормальное распределение значений яркости в пределах каждого класса. Метод основан на анализе ковариаций между значениями спектральной яркости (Книжников и др., 2004). Для каждого эталонного класса выбирается центр значений. Для каждого пикселя высчитывается максимальная вероятность отнесения его к тому или иному классу, с учетом разницы в значениях яркости между пикселем и центром того или иного класса.

В большинстве случаев этот метод классификации является оптимальным, показывающим наилучшие результаты при классификации по мультиспектральным снимкам.

3. Классификация методом спектрального угла. При использовании этого метода отраженный вектор каждого пиксела рассматривается как n-мерный вектор, где n – количество каналов съемки (Кухаренко, 2013). При этом яркость – это длина вектора, а спектральная характеристика – направление. Классификация проводится путем вычисления спектрального угла между спектром пикселя и эталонным. При удовлетворении определенного порогового значения пиксел относится к тому или иному классу. Если значения отклонения далеко от всех эталонных классов, пиксел относится к неклассифицированному.

Метод хорошо подходит в особенности для гиперспектральных снимков, так как позволяет учесть высокую спектральную размерность данных. К тому же метод хорошо подходит для снимков с неодинаковой освещенностью, так как в нем используется характеристика направления вектора, а не его длины.

Первые два из вышеуказанных методов работают только в том случае, если количество пикселей в каждой выборке AOI больше, чем количество спектральных каналов снимка. Для ряда классов не удалось набрать необходимое количество достоверных спектральных образов для классификации методами Максимального правдоподобия и по расстоянию Махаланобиса гиперспектральных снимков. Поэтому для данных ULM/Headwall была выполнена классификация только методом спектрального угла.

Для оценки достоверности классификации использовались статистические методы, представленные в программе ENVI 4.8. На этапе выбора метода классификации и оценки

наиболее пригодных данных использовались только параметры общей точности классификации и коэффициента Каппа. Общая точность классификации рассчитывается как процентное отношение всех верно классифицированных пикселов к общему числу пикселов, участвовавших в проверке. Коэффициент Каппа является показателем согласованности между результатом классификации и базовыми данными. Коэффициент считается более надежной мерой качества классификации, чем простое вычисление верно классифицированных пикселей, так как принимает во внимание случайные соглашения и позволяет учесть отличие полученного распределения значений матрицы ошибок от случайного (Малышева, 2012). Рассчитывается по формуле:

$$\hat{K} = \frac{N\sum_{i=1}^{m} D_{ij} - \sum_{i=1}^{m} R_i \cdot C_j}{N^2 - \sum_{i=1}^{m} R_i \cdot C_j},$$

где N - количество пикселей снимка (объем выборки), m - общее количество классов, $\sum D_{ij}$ - сумма диагональных элементов матрицы ошибок (сумма правильно классифицированных пикселей по всему снимку), R_i - общее количество пикселей в i-ой строке (сумма пикселей по i-ой строке), C_j - общее количество пикселей в j-ом столбце (сумма пикселей по j-му столбцу).

Коэффициент принимает значения от 0 до 1. Значения K ≤ 0,20 показывает плохое согласие, K = 0,21 – 0,40 небольшое согласие, K = 0,41 – 0,60 умеренное согласие, K = 0,61 – 0,80 существенное согласие и K > 0,80 показывает почти полное согласие.

В качестве входных параметров для оценки достоверности использовались выборки классификационные и проверочные. Показатель достоверности по классификационным выборкам показывает качество их выбора, и, что более важно, возможность выделения класса как такового. Низкие показатели достоверности сигнализируют о том, что класс имеет значительные пересечения в спектральном пространстве с одним или несколькими другими классами. Во втором случае выступали AOI, созданные в полевых точках для проверки и не использовавшиеся для классификации. Эта проверка показывает насколько достоверны результаты классификации в целом для дельты.

В случаях низких значений достоверности классификации эталонные AOI пересматривались и выделялись более точно, после чего процесс классификации повторялся до

достижения наибольшей достоверности. В таблице 3.1 представлены итоговые результаты классификации пяти изображений.

Таблица 3.1. Результаты оценки достоверности классификации растительности дельты реки Селенги

Съемочная система	Метод*	Обучающая выборка		Проверочная выборка	
		Общая точность, %	Коэффициент Каппа	Общая точность, %	Коэффициент Каппа
Landsat 8/OLI (2014 г)	**ML**	**87**	**0,85**	**73**	**0,70**
	MD	76	0,73	61	0,56
	SAM	66	0,62	58	0,48
Landsat 8/OLI (2016 г)	**ML**	**90**	**0,88**	**74**	**0,71**
	MD	74	0,71	57	0,53
	SAM	44	0,39	66	0,63
SPOT 6/ NAOMI (2014 г)	**ML**	**95**	**0,94**	**86**	**0,84**
	MD	76	0,73	86	0,84
	SAM	63	0,58	65	0,61
ULM/Headwall (2014 г)	**SAM**	**68**	**0,65**	**54**	**0,49**
Sentinel 2/MSI (2016 г)	**ML**	**91**	**0,90**	**78**	**0,75**
	MD	56	0,51	64	0,61
	SAM	44	0,39	33	0,3

**Методы: ML – Максимального правдоподобия, MD – по Расстоянию Махаланобиса, SAM – метод Спектрального угла*

Для каждого случая, кроме данных ULM, метод максимального правдоподобия оказался наиболее достоверным, как для обучающей, так и для проверочных выборок. Во всех случаях параметры достоверности для обучающих выборок выше, чем для проверочных. Показатели для двух снимков Landsat 8/OLI практически идентичные. Это говорит о том, что динамики растительности за два года практически не наблюдается. Следовательно, с одной стороны, правомерно использовать точки, собранные в течение трех полевых сезонов для обучения и проверки, а с другой стороны, классификации разных лет сравнимы между собой.

Космические съемочные системы имеют показатели достоверности классификации достаточно близкие. Коэффициент Каппа для обучающих выборок колеблется от 0,85 (Landsat 8/OLI) до 0,94 (SPOT 6/NAOMI), для проверочных выборок от 0,70 (Landsat 8/OLI) до 0,84 (SPOT 6/NAOMI). Наилучшие показатели везде наблюдаются для снимка SPOT 6/NAOMI. Отличительной особенностью этого снимка является высокое пространственное разрешение. Дельта имеет очень мозаичные контуры растительности, возможно, в связи с этим повышенное пространственное разрешение позволяет набрать лучшие спектральные эталоны для классификации. Менее достоверные результаты классификации, чем по снимкам

SPOT 6/NAOMI, но лучше, чем Landsat 8/OLI, получены по снимку Sentinel 2/MSI. Отличительной особенностью снимка является повышенное спектральное разрешение.

Худшие показатели наблюдаются для гиперспектральных данных ULM/Headwall. В первую очередь, это связано с неудовлетворительной яркостной коррекцией изображений (Рисунок 3.9). При визуальном дешифрировании снимков заметно больше различий объектов на гиперспектральных снимках по сравнению с мультиспектральными. Скорее всего, при дешифрировании отдельных частей мозаики по гиперспектральным снимкам можно получить лучшие результаты, но в рамках данного исследования это не является выполнимым. Точки полевых описаний разбросаны по всему Селенгинскому, и отчасти по Среднеустьевскому секторам, в то время как для классификации небольшого фрагмента необходимо достаточное количество точек описаний в пределах небольшой области.

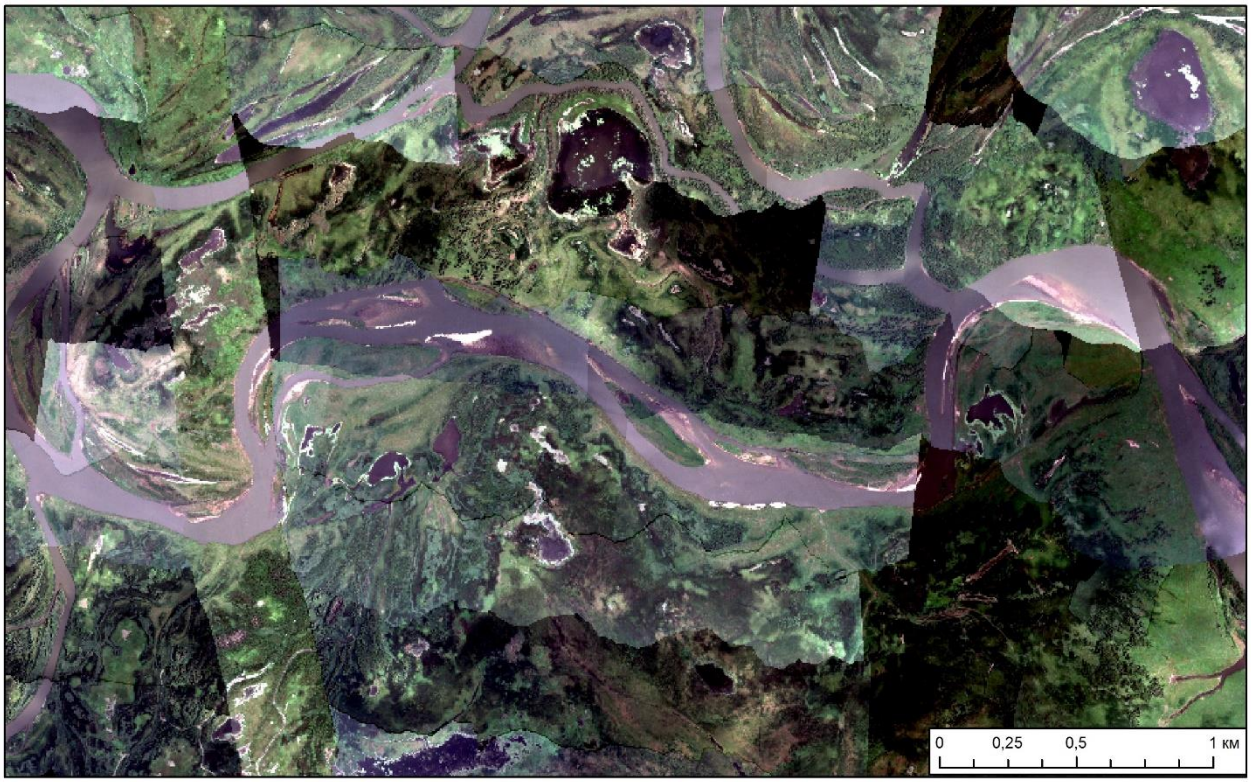


Рисунок 3.9. Пример значительных яркостных искажений между кадрами ULM/Headwall (24.07.2014)

Более детальный анализ достоверности классификаций был проведен путем вычисления матриц ошибок (confusion matrix). Матрица показывает, какой процент выборки попал в нужный класс, а также позволяет посмотреть, в какой класс попали ошибочно классифицированные значения (Congalton, 1991). Анализ матриц ошибок показал, что не все выборки достаточно репрезентативны. Так, значительная часть класса «Растения с плавающими листьями с высоким проективным покрытием» часто пересекаются с классом «Растения с

плавающими листьями с низким проективным покрытием», рдесты пересекается с элодеей, осоковые ассоциации с хвощовыми. Большинство пересечений происходит между классами со схожими местообитаниями и, соответственно, морфологическими и спектральными признаками. С целью повышения достоверности классификации было проведено объединение вышеуказанных классов в следующие:

1. Кустарниковы заросли (класс 1)

2. Разнотравно-злаковые луга (класс 2)

3. Злаково-разнотравные луга (классы 3, 4)

4. Осоково-хвощовые болота (классы 5, 6, 7)

5. Водная растительность с плавающими листьями (классы 8, 9)

6. Водная растительность погруженная (классы 10, 11, 12)

7. Водная поверхность с низкой мутностью (класс 13);

8. Водная поверхность с высокой мутностью (класс 14);

9. Грунт (класс 15).

Результаты пересчета показателей достоверности классификаций представлены в таблице 3.2.

Таблица 3.2. Сравнительная оценка достоверности классификации для разного количества классов

Съемочная система	Количество классов	Обучающая выборка		Проверочная выборка	
		Общая точность, %	Коэффициент Каппа	Общая точность, %	Коэффициент Каппа
Landsat8/OLI (2014 г)	15	87	0,85	73	0,70
	10	**93**	**0,92**	**76**	**0,71**
Landsat8/OLI (2016 г)	15	90	0,88	74	0,71
	10	**96**	**0,95**	**81**	**0,79**
SPOT 6/NAOMI (2014 г)	15	95	0,94	86	0,84
	10	**98**	**0,98**	**87**	**0,85**
ULM/Headwall (2014 г)	15	68	0,65	54	0,49
	10	**79**	**0,74**	**64**	**0,60**
Sentinel 2/MSI (2016 г)	15	91	0,90	78	0,75
	10	**93**	**0,89**	**81**	**0,81**

Для всех съемочных систем объединение классов повысило достоверность классификации на 1-8%. В связи с тем, что основной задачей карты является выделение местообитаний именно водной растительности, в дальнейшем было решено работать с

объединенными классами растений. Наиболее достоверная схема дешифрирования получена по снимку с максимальным пространственным разрешением – SPOT 6/NAOMI. Однако во многих исследованиях (Lane et al., 2014; Underwood et al., 2006; Williams et al., 2003) отмечается, что в случае сложных мозаичных ландшафтов, таких как прибрежные экосистемы, более важно спектральное разрешение данных, а не пространственное. Наличие дополнительных узких каналов в ближнем инфракрасном участке спектра съемочной системы MSI, установленной на спутнике Sentinel 2, нацелено на более достоверное дешифрирование растительности. В связи с этим было решено провести эксперимент, насколько повысит достоверность классификации использование дополнительной информации, полученной путем предварительной обработки снимка Sentinel 2/MSI.

Одним из наиболее часто используемых методов дешифрирования растительных покровов являются вегетационные индексы. Основной идеей большинства индексов является выделение максимальных различий между объектами на снимке путем сравнения значений в определенных зонах спектра. Самым распространенным вегетационным индексом является NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), показывающий относительное количество фотосинтетически активной биомассы. Однако наличие дополнительных каналов снимка Sentinel 2/MSI позволяет использовать не только его, но и довольно большой ряд других, более специализированных индексов. В программном продукте SNAP имеется набор специальных индексов, разработанных для снимков Sentinel 2/MSI, который был использован в настоящей работе.

В работе Ч. Лейна и др. (Lane et al., 2014) применен метод повышения размерности снимка для последующей классификации путем включения в набор каналов, помимо оригинальных спектральных зон, также индексных изображений, что позволяет повысить вес определённых спектральных каналов при классификации. Метод показал свою эффективность и был применен для данных Sentinel 2/MSI в настоящем исследовании.

Следующие индексы были выбраны для применения в классификации (Sentinel 2 User Handbook):

1. MTCI (MERIS Terrestrial Chlorophyll Index) – хлорофилльный индекс, разработанный для съемочной системы MERIS:

$$(B_{740} - B_{705})/(B_{705} - B_{665}),$$

где B – канал съемочной системы Sentinel 2/MSI соответствующей длины волны в нм.

Индекс направлен на выявление красной границы поглощения солнечной радиации и практически линейно связан с концентрацией хлорофилла в наземной растительности.

2. PSSRa (Pigment Specific Simple Ratio) – хлорофиллный индекс:

$$B_{783}/B_{665}.$$

Использует специальную спектральную зону, имеющуюся у съемочной системы Sentinel 2/MSI, и наиболее чувствительную к концентрации хлорофилла-а, -б и каротеноидов.

3. REIP (Red-Edge Inflection Point) – индекс «красного края»:

$$700 + 40 * ((B_{665} + B_{783})/2 – B_{705}) / (B_{740} – B_{705}).$$

Индекс разработан для оценки биомассы и содержания азота в растительности.

4. RVI (Ratio Vegetation Index) – наиболее простой вегетационный индекс:

$$B_{842}/B_{665}.$$

Индекс позволяет более точно разделить такие классы объектов как растительность, почвы, вода. Не чувствителен к параметрам атмосферы.

5. TSAVI (Transformed Soil Adjusted Vegetation Index) – вегетационный индекс, минимизирующий влияние почвы на спектральный образ растительности:

$$0,5 * (B_{842} – 0,5 * B_{665} – 0,5) / (0,5 * B_{842} + B_{665}- 0,5 * 0,5 + 0,08 * (1 + 0,5 * 0,5)),$$

Является улучшенным вариантом индекса NDVI, так как принимает во внимание спектральный образ почвы.

Первоначально каждый из индексов был включен в набор спектральных каналов снимка Sentinel 2/MSI и опробован в классификации отдельно (Таблица 3.3). В большинстве случаев показатели достоверности классификации изменились незначительно, повысившись на 1-2%. Далее была предпринята попытка объединить несколько индексов с оригинальным изображением. Два разных варианта объединения снимка с тремя индексами дало более значительный результат, повысив показатели достоверности классификации на 2-5%. Включение всех выбранных вегетационных индексов в состав изображения для классификации повысило ее достоверность на 3% для обучающих выборок и на 9% для проверочных, если судить по общей достоверности. Коэффициент Каппа также закономерно повысился.

Таблица 3.3. Сравнительная оценка достоверности классификации для снимка Sentinel 2/MSI с использованием различных вегетационных индексов

Индексы	Обучающая выборка		Проверочная выборка	
	Общая точность, %	Коэффициент Каппа	Общая точность, %	Коэффициент Каппа
Без индексов	**93**	**0,89**	**81**	**0,81**
MTCI	94	0,88	86	0,83
PSSRa	94	0,88	86	0,83
REIP	93	0,87	84	0,82
RVI	93	0,88	85	0,83
TSAVI	92	0,87	83	0,82
MTCI, PSSRa, REIP	95	0,90	87	0,85
MTCI, RVI, TSAVI	95	0,89	86	0,84
MTCI,PSSRa,REIP,RVI, TSAVI	**96**	**0,95**	**90**	**0,89**

По показателям достоверности новая схема дешифрирования Sentinel 2/MSI, имеет схожие значения со схемой дешифрирования SPOT 6/NAOMI, для проверочных выборок даже немного лучшие. Это доказывает, что высокое спектральное разрешение и наличие специальных узких каналов у съемочных систем может повысить достоверность классификации до уровня классификации по снимку с лучшим пространственным разрешением. Показатели достоверности пользователя для обоих классов водных растений (растений с плавающими листьями и погруженных растений) при дешифрировании по Sentinel 2/MSI и производным индексам составили 95%. При автоматизированном дешифрировании SPOT 6/NAOMI без производных индексов (спектральное разрешение этих снимков не обеспечивает вычисление выбранных индексов) достоверность составила 94% для растений с плавающими листьями и 89% для погруженных растений. Следовательно, по снимку Sentinel 2/MSI погруженная растительность дешифрируется более уверенно. Результат дешифрирования представлен на рисунке 3.10.

Снимки SPOT 6/NAOMI являются коммерческими, и их регулярное получение довольно проблематично. В свою очередь, снимки Sentinel 2/MSI общедоступны и архив пополняется новыми съемками еженедельно. В связи с этим было решено в дальнейшем выполнять классификацию по снимкам Sentinel 2/MSI, для обеспечения потенциальной возможности сравнения результатов классификаций разновременных снимков в будущем.

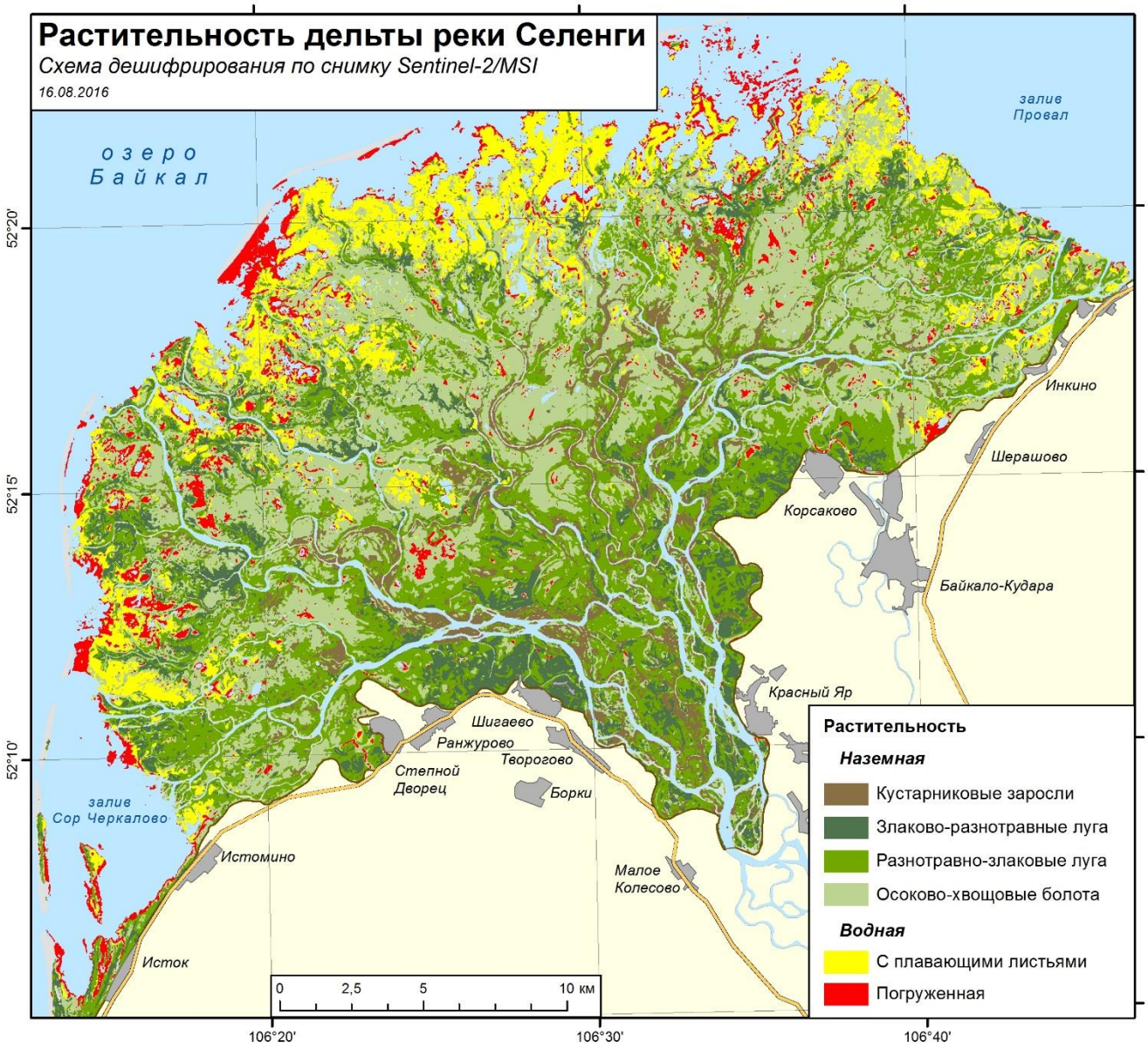


Рисунок 3.10. Схема дешифрирования растительности дельты реки Селенги по снимку Sentinel 2/MSI (16.08.2016)

3.4. Карта водной растительности дельты реки Селенги

Основная идея создания карты – это отображение достоверной картины мест произрастания водной растительности дельты с целью расчета площади, которую они занимают. В качестве основы были использованы данные о дешифрировании растительности по снимку Sentinel 2/MSI 2016 года.

На первом этапе была определена граница области картографирования. По суше принята граница дельты, проведенная по условному разделу между 1 (поверхности средне-позднеплейстоценовых террас) и 2 (поверхности надпойменных террас) геоморфологическими зонами, выделенными в работе Е.И. Ильичевой и др. (Ilyicheva et al., 2015). В качестве границы

дельты с озером была использована изобата 2 м с топографической карты 1:50 000 масштаба 1986 г. Эта глубина соответствует положению границы баров по периметру дельты, кроме участка залива Провал. Как отмечалось выше, водная растительность в ходе полевых работ встречалась вплоть до этой глубины. В качестве картографической основы была использована маска суши, отображающая границы суши дельты и её основные протоки.

На втором этапе был выбран масштаб картографирования и соответствующий ему уровень детализации контуров. Карта была составлена в масштабе 1:10 000, при котором хорошо читается высокая мозаичность контуров водных растений. Согласно Ю.Ф. Книжникову и др. (2004) в случае с узко специализированными тематическими картами не следует придерживаться норм генерализации, принятых при составлении топографических карт. В связи с тем, что для нас было наиболее важно узнать максимальную площадь, занимаемую водными растениями, был применен сравнительно небольшой ценз отбора по площадям: 0,1 см² в масштабе карты, что соответствует выделу 1000 м² на местности. Карта составлена в проекции исходных космических снимков (UTM Zone 48N), математическая основа представлена в виде сетки координат и линейного масштаба.

При составлении карты была предпринята попытка оценки вероятности произрастания подводной растительности. Основными факторами, влияющими на места произрастания подводных видов, являются скорость течения, мутность воды и глубина (Садчиков, Кудряшов, 2005). Поскольку подавляющая часть материала привносится в дельту вместе со стоком реки Селенги, первые два параметра взаимосвязаны: чем крупнее протока, тем выше у нее скорость течения и объем взвеси, который она несет. Небольшие протоки быстро теряют концентрацию взвешенных частиц вместе со скоростью течения, в проточных озерах скорости течения и мутность воды падают наиболее значительно. Соответственно, зная мутность воды, можно предположить, что в местах с высокой мутностью наблюдаются высокие скорости течения, а в местах с низкой – течения более спокойные. Согласно Ташлыковой и др. (2009), водные растения дельты реки Селенги не приспособлены к высоким скоростям течений, и произрастают только в спокойных водах, что позволяет ограничить вероятность местообитания водных растений акваториями с невысокой мутностью воды. Глубина произрастания водных растений дельты ограничена барьером в виде дельтовых баров. За пределами баров наблюдаются совсем другие процессы, не способствующие формированию водной растительности – в первую очередь, сильные течения и высокая мутность воды, одновременно с увеличением глубины (Азовский, Чепинога, 2007).

Для оценки дополнительных вероятных местообитаний погруженной растительности, не определяемых автоматизированным дешифрированием, были использованы данные,

полученные при построении карты режимов мутности воды в дельте по результатам дешифрирования снимков серии Landsat. Карта режимов мутности была интерпретирована следующим образом:

1. Участки с постоянно низкой мутностью – зона наиболее вероятного местообитания подводной растительности. В эту группу входят большинство слабопроточных озер дельты, а также небольшие области по озерному краю дельты, расположенные вдали от основных проток, выносящих взвесь. Подводная растительность на этих участках не может быть с уверенностью дешифрирована в связи с тем, что произрастает глубже уровня проникновения солнечных лучей в ближней инфракрасной части спектра (15 см), однако все условия для комфортного произрастания подводных видов здесь наблюдаются.

2. Участки с периодически высокой мутностью – зона вероятного местообитания подводной растительности. В эту группу входят сильнопроточные крупные озера дельты и обширные акватории в пространстве между озерным краем дельты и барами, большей частью в Среднеустьевском секторе. Зона характеризуется повышением мутности воды в годы с высоким расходом воды. При условиях постоянно высокого стока в этих областях не формируется подводной растительности, в то время как в маловодные годы эти области вполне пригодны для ее произрастания.

3. Участки с постоянно высокой мутностью – зона маловероятного обитания подводной растительности. В эту группу входит большинство крупных проток дельты и основная часть акватории авандельты. В связи с постоянно высокой мутностью воды и скоростью течения эти местообитания наименее вероятно заняты водными растениями и в дальнейшем эта область не учитывалась в анализе.

Фрагмент карты в оригинальном масштабе представлен на рисунке 3.11. На рисунке 3.12 приведен фрагмент снимка Sentinel 2/MSI для сравнения на ту же территорию. Вся карта представлена в уменьшенном виде на рисунке 3.13.

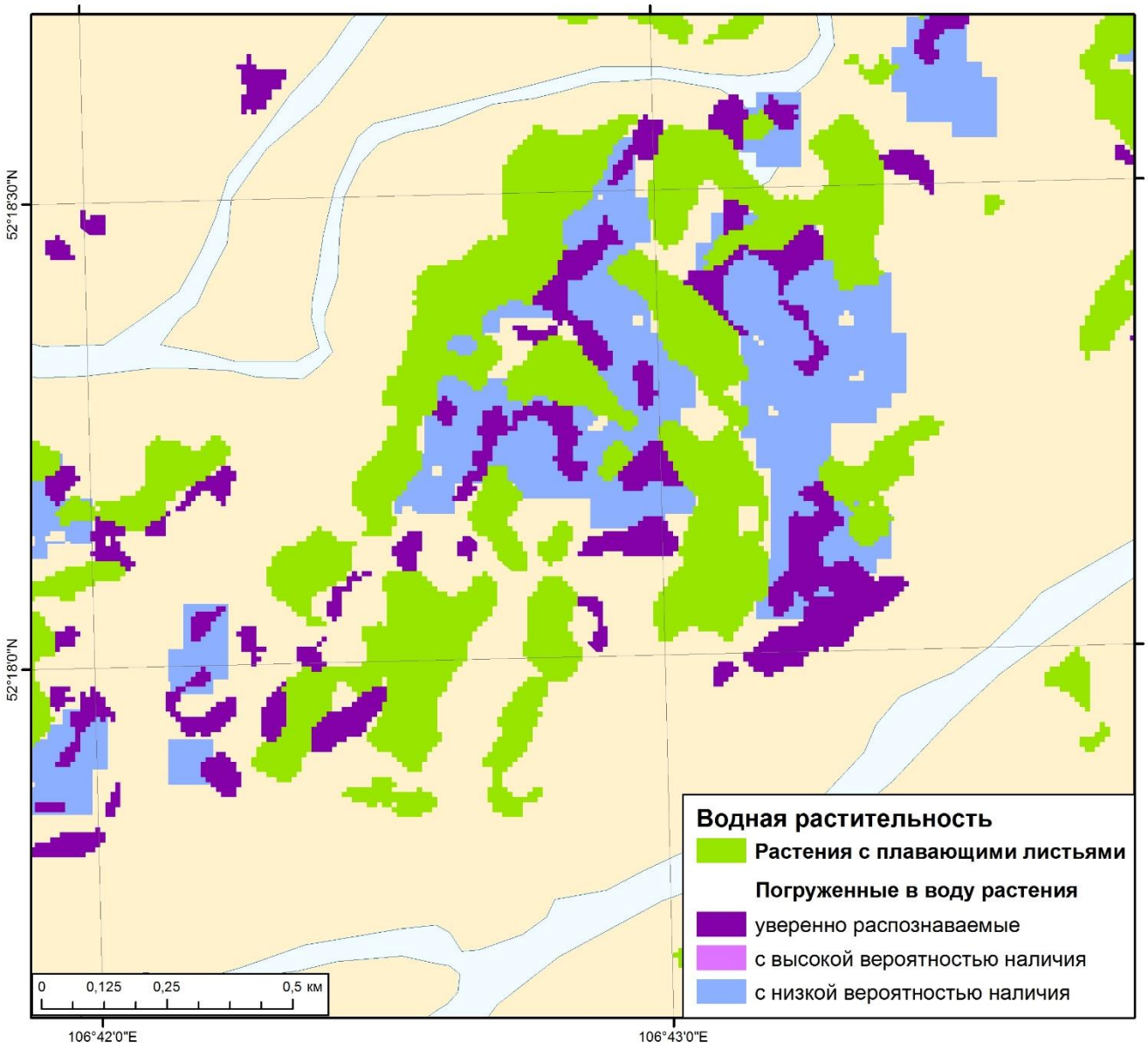


Рисунок 3.11. Карта водной растительности дельты реки Селенги, масштаб 1:10 000

Полученная карта водной растительности позволила посчитать площади, которые занимают водные растения в дельте (Таблица 3.4). Площадь дельты была рассчитана по материалам Ильичевой и др. (2015) и составила 711 км², из которых 513 приходится на её субаэральную часть.

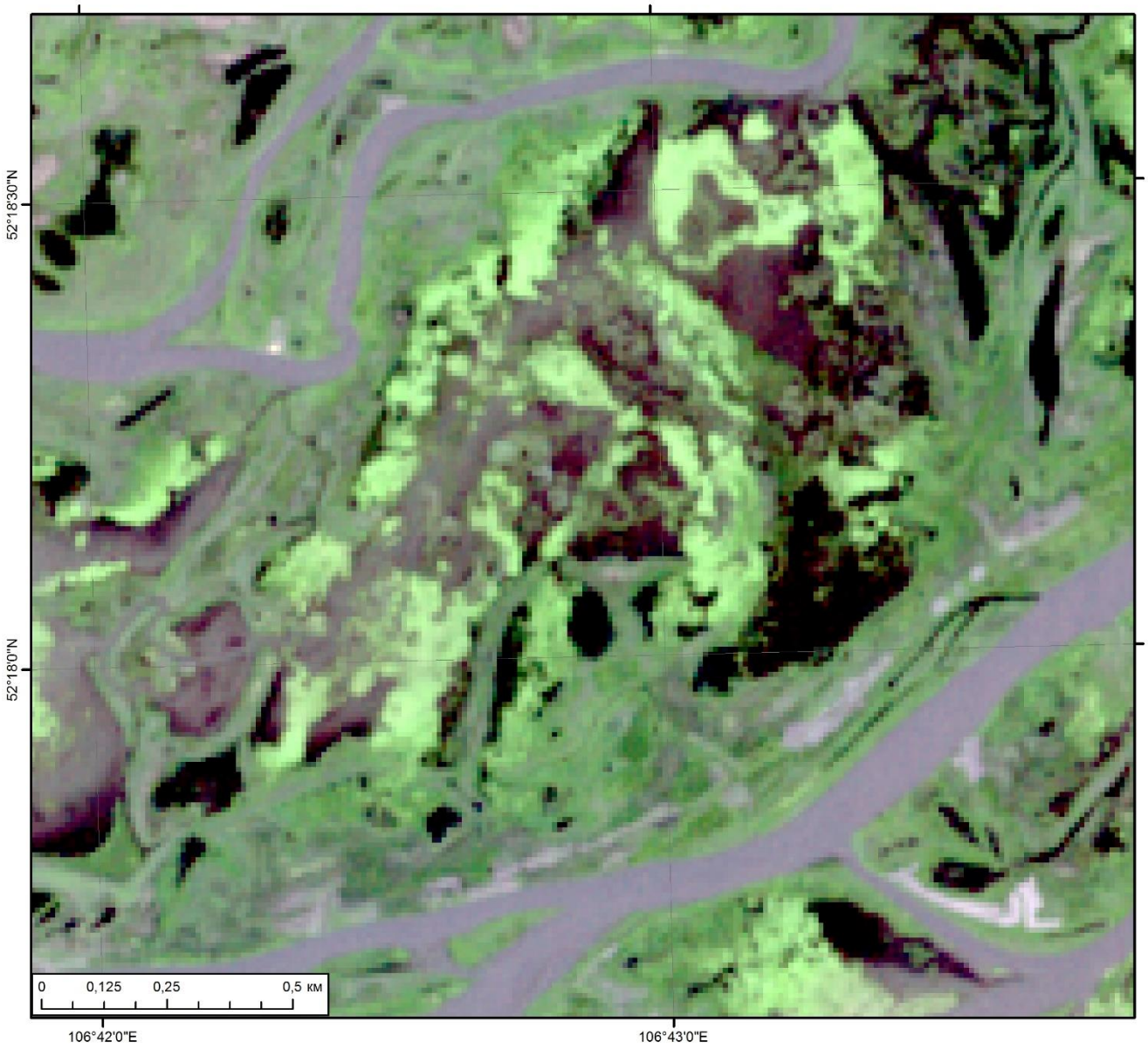


Рисунок 3.12. Фрагмент снимка Sentinel 2/MSI

Таблица 3.4. Площадь, занимаемая водной растительностью дельты

Водная растительность	Площадь, км²			
	Сектора*			Вся дельта
	I	*II*	*III*	
Растения с плавающими листьями	15	36	8	**59**
Погруженные в воду растения, уверенно распознаваемые по снимку	12	16	3	**31**
Погруженные в воду растения с высокой вероятностью наличия	1	12	0	**13**
Погруженные в воду растения с низкой вероятностью наличия	20	50	3	**73**
Сумма площадей	47	114	13	**175**
Занимаемая доля от площади дельты, %	*7*	*16*	*2*	***25***

Сектора дельты: I – Селенгинский, II – Среднеустьевский, III – Лобановский

Как можно видеть из таблицы, водная растительность может занимать до 25% площади дельты. Растения с плавающими листьями дешифрируются более уверенно, поэтому их площадь выше, чем площадь погруженных растений, дешифрированных по снимку. Однако включение в анализ вероятных местообитаний погруженных в воду видов повышает оценку занимаемой ими площади более чем в 2,5 раза. При районировании дельты по секторам четко заметно, что максимальная площадь распространения водных растений приходится на Среднеустьевский сектор, в то время как Лобановский сектор менее освоен водной растительностью, особенно погруженными под воду видами.

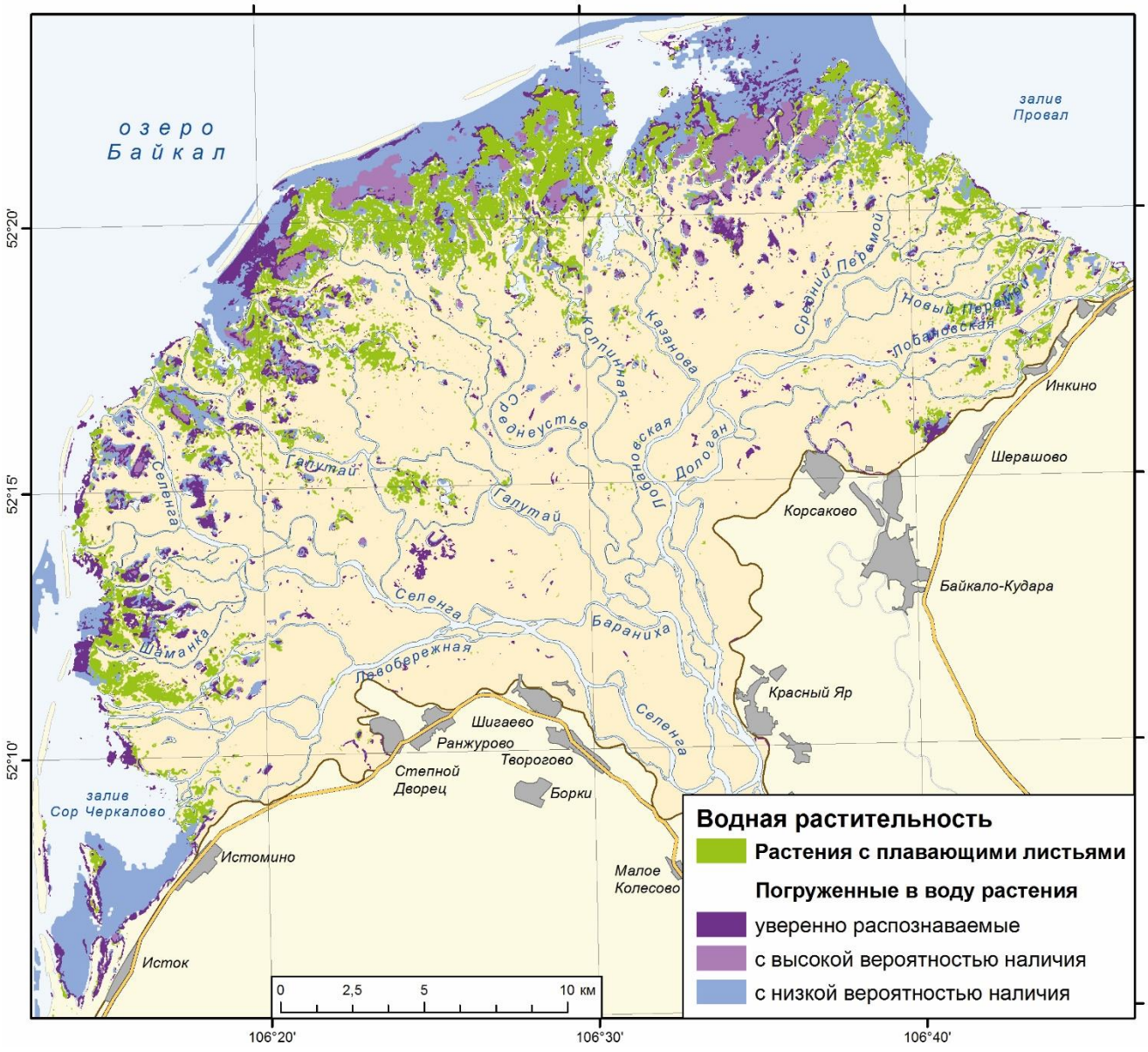


Рисунок 3.13. Карта водной растительности дельты реки Селенги, уменьшенная до масштаба 1:150 000

Если сравнить полученные в исследовании данные с картой ландшафтов Ильичевой и др. (2015), видно, что в работе роль водной растительности в ландшафтах дельты недооценена.

Ильичева и др. оценивают площадь, занятую водными растениями в 6,6% от площади дельты (если принять площадь дельты 711 км²), при этом сюда входят как растения с плавающими листьями, так и погруженные виды. Такая оценка в два раза ниже, чем минимальная оценка по данным автора (12% от площади дельты) и в четыре раза ниже, чем вероятная оценка по данным нашего исследования (25%).

Выводы

Водная растительность дельты реки Селенги является сложным объектом для дешифрирования и дальнейшего картографирования, требующим особого подхода. В отличие от наземной растительности, которую в большинстве случаев хорошо видно на снимках, погруженные растения скрыты толщей воды, искажающей её образ.

На основе полевых данных был проведен анализ параметров, влияющих на спектральный образ водной растительности, и сделаны количественные предположения относительно лимитирующих факторов для дешифрирования. Было установлено, что подводные виды хорошо отличаются от прибрежной растительности и растений с плавающими листьями по спектральному образу, но между собой виды подводных растений практически идентичны. Лимитирующими факторами уверенного дешифрирования погруженной растительности являются: менее 70% проективного покрытия, глубина погружения более 15 см, мутность воды более 20 мг/л.

При дешифрировании данных дистанционного зондирования лучшие результаты для дельты показал метод максимального правдоподобия. Проведенные этим методом классификации на уровне видов показали, что наиболее достоверная схема дешифрирования получается для снимка с наибольшим пространственным разрешением – SPOT 6/NAOMI (6 м). Снимки с более низким разрешением, такие как Landsat 8/OLI и Sentinel 2/MSI имеют очень похожие показатели достоверности, что позволяет использовать их как эквиваленты друг друга. Снимок экспериментальной камерой ULM/Headwall имеет худшие показатели достоверности для выделенных классов. Несмотря на это, при визуальном дешифрировании гиперспектральных снимков установлено, что потенциально они имеют намного больше информации, чем удалось из них получить. При должной предварительной обработке сырых данных выбор этих снимков может являться наилучшим решением при дешифрировании растительности дельты.

Среди видов растительности дельты, занимающих схожие экологические ниши, высока однородность их спектральных образов, что понижает общую достоверность классификации.

Объединение классов по местообитаниям позволило значительно улучшить достоверность схем дешифрирования.

Включение в анализ спектрального образа при классификации индексных изображений для снимка Sentinel 2/MSI значительно повысило достоверность полученных результатов, подняв их на уровень достоверности, полученной по снимку SPOT 6/NAOMI. Таким образом можно утверждать, что при дешифрировании прибрежных экосистем можно добиться хороших результатов используя данные либо с хорошим пространственным, либо с повышенным спектральным разрешением, в идеальном варианте – совокупность обоих параметров.

Объединение схемы дешифрирования снимка Sentinel 2/MSI и карты режимов мутности воды, составленной по композиции снимков Landsat, позволило создать карту водной растительности дельты. На карте учтены не только определенные с помощью дешифрирования выделы растений, но и дана оценка их возможных местообитаний. Карта показывает, что судя по условиям местообитания, водная растительность может занимать до 25% площади акватории дельты, в то время как на основе прямого дешифрирования космических снимков возможно увидеть лишь растения с плавающими листьями, занимающими 11% акватории дельты, и только малую часть погруженных в воду видов.

ГЛАВА 4. МЕТОДИКА КАРТОГРАФИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ БАЛАНСА ПОТОКОВ ВЕЩЕСТВ В ДЕЛЬТЕ РЕКИ СЕЛЕНГИ

В пределах дельты реки Селенги происходит масштабное снижение стока наносов и сопутствующих поллютантов (Потемкина, 2004), что важно как в формирования специфических дельтовых ландшафтов и развитии дельты, так и для снижения загрязнения озера Байкал водами реки Селенги. Тем не менее, детальных исследований многолетней и сезонной изменчивости баланса веществ в дельте до настоящего времени не проводилось, что связано с трудоемкостью проведения гидрометрических и гидрохимических работ по всей её акватории (Chalov et al., 2017).

Потоки вещества приходят в дельту во взвешенной, растворенной и влекомой форме вместе со стоком реки Селенги (Касимов и др., 2017). При этом имеются исследования, показывающие, что в пределах дельты существует градиент донных отложений от песчано-галечных до илистых, связанный с полной остановкой транспорта влекомых наносов в связи со снижением уклонов водной поверхности (Chalov et al., 2017; Pietroń et al., 2018). Процесс осаждения (аккумуляции) взвешенных наносов происходит как в русловом сегменте, так и в пойменном, в первую очередь гравитационным способом в связи с уменьшением транспортирующей силы потока реки. Немаловажную роль в этом процессе играют обширные заросли водной растительности в дельте, задерживая часть веществ и накапливая их в себе.

Основной сложностью изучения баланса взвешенных веществ в системах дельтового типа является разветвленность русла. Баланс считается как разность входящих и выходящих элементов системы. В данном случае в качестве входного параметра мы имеем створ в вершине дельты, по которому возможно посчитать расход воды и наносов. Однако на выходе мы имеем несколько десятков створов, рассредоточенных вдоль озерного края дельты на протяжении 60 км. В настоящее время имеются эпизодические данные по створам нескольких основных проток, полученные в ходе экспедиционных исследований традиционным методом (Касимов в др., 2019). Но задачу единовременного охвата всех проток и оценки доли пойменных массивов в аккумуляции вещества возможно решить только с использованием данных дистанционного зондирования и карт, составленных на их основе.

4.1. Оценка баланса взвешенных наносов

Оценка баланса взвешенных наносов позволяет понять условия прохождения потоков через дельту и выявить факторы, определяющие эрозионно-аккумулятивные процессы в ней.

При расчете баланса взвешенных наносов (ΔW) весь поток приходящей взвеси был разделен на две составляющие: русловую (ΔWр) и пойменную, включающую в себя водную растительность (ΔWп+вр).

$$\Delta W = \Delta W_р + \Delta W_{п+вр}.$$

Анализ баланса проводился на основе карт концентрации взвешенных частиц. Уравнения перехода от яркости снимка к значениям концентрации взвешенных веществ в реке Селенге, полученные во второй главе исследования, позволили применить методику моделирования концентрации взвеси в воде для серии снимков. В качестве данных дистанционного зондирования для этой роли подходят только снимки серии Landsat, так как для них имеется обширный архив. Как уже отмечалось во второй главе, в открытой базе данных Геологической службы США имеется 82 безоблачных или малооблачных снимка дельты реки Селенги. Первые снимки доступны с 1989 года, что позволяет получить статистику баланса взвешенных наносов за практически три десятилетия.

На предварительном этапе все снимки прошли через автоматическую атмосферную коррекцию QUAC (Becker et al., 2012) с целью стандартизации яркостных параметров. В качестве канала для расчета мутности воды был использован красный. Устранение влияния дымки в красном канале проводилось методом темного объекта (Chavez, 1996). В качестве эталона было выбрано значение яркости на глубоководной части озера Байкал на снимке от 23 июля 2013 года Landsat8/OLI, и остальная серия снимков была приведена к этому значению. После подготовки снимков вся серия была пересчитана в значения концентрации взвешенных наносов.

Для оценки продольных изменений стока взвешенных наносов в пределах **руслового сегмента** было выделено 7 модельных профилей (проток) (Рисунок 4.1), относящихся к разным секторам дельты (П1-П7). К Селенгинскому сектору относятся профили П1, П2, П3 (протока Левобережная, основное русло реки Селенги и протока Галутай), к Среднеустьевому сектору относятся протоки П4, П5 (Средняя и Колпинная), к Лобановскому – П6, П7 (протоки Лобановская и Дологан).

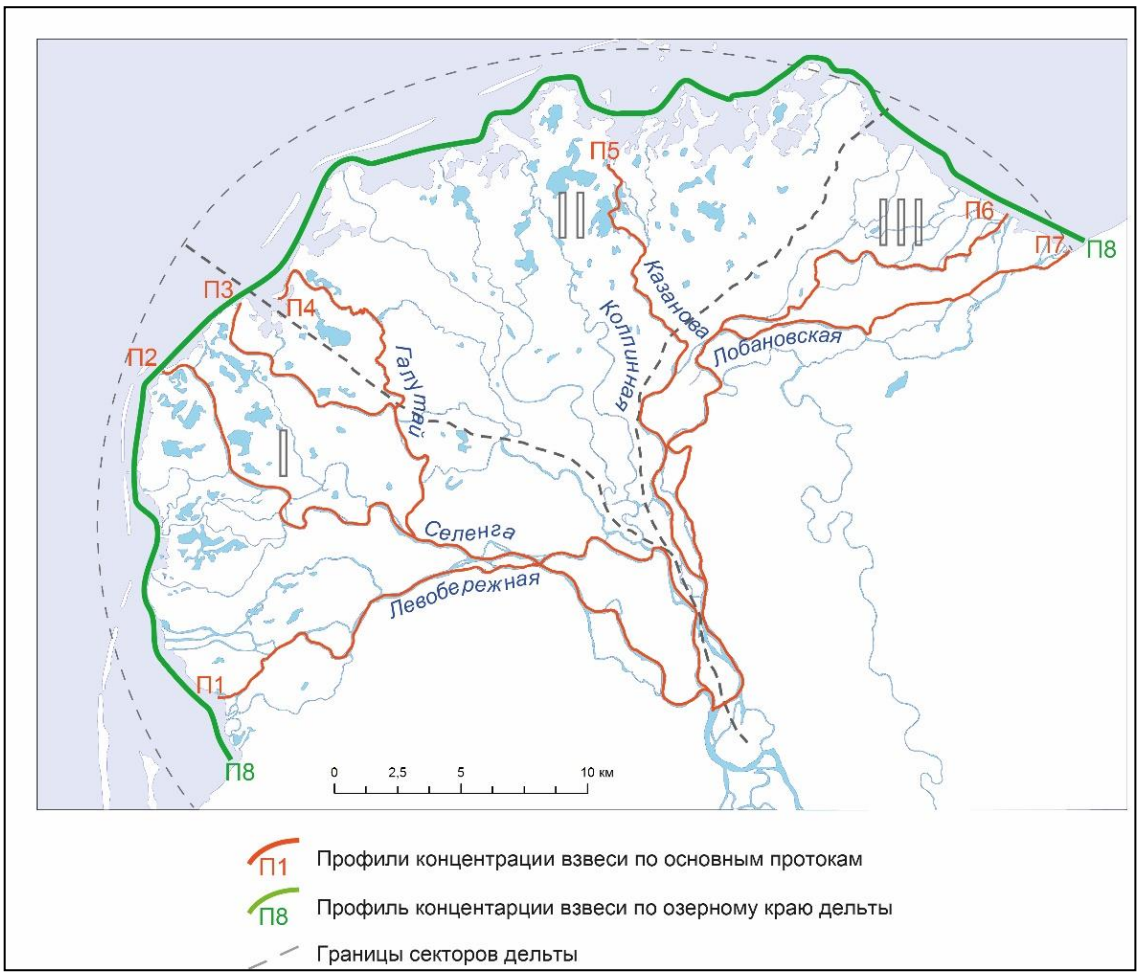


Рисунок 4.1. Схема дельты реки Селенги. Основные протоки: П1 - Левобережная, П2 - Основное русло (Селенгинская), П3 - Галутай, П4 - Средняя, П5 - Колпинная, П6 - Лобановская, П7 – Дологан. П8 – профиль вдоль озерного края дельты. Сектора дельты: I - Селенгинский, II - Среднеустьевский, III – Лобановский

Для каждой из выделенных проток строился продольный профиль изменения концентрации взвеси в воде (пример на рисунке 4.2). Изменение концентрации взвеси (ΔS_0) рассчитывалось по формуле:

$$\Delta S_0 = S_2 - S_1,$$

где S_1 и S_2 – значения концентрации взвешенных частиц в верхней (вершина дельты) и нижней (устье) частях проток (профилей) (мг/л) соответственно, определяемых как среднее значение по 10 пикселям изображения (т.е. для 300 м протоки). Для расчета относительного изменения концентрации взвеси в воде (ΔS, %) использовалось отношение:

$$\Delta S = \Delta S_0 / S_1 * 100.$$

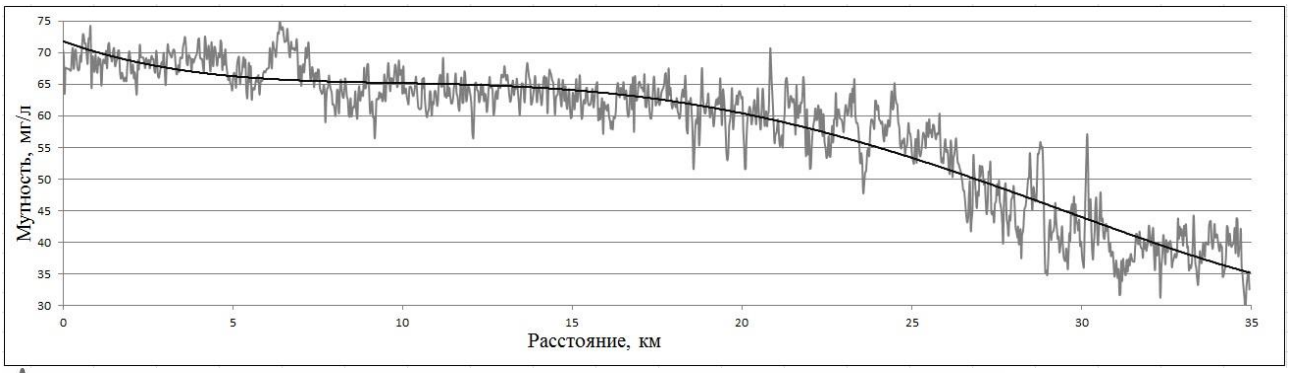


Рисунок 4.2. Характерный продольный профиль мутности воды (протока Средняя, 13 августа 2001 г.) по данным дешифрирования снимка Landsat5/TM

По русловым профилям (П1-П7) устанавливалось среднее значение ΔS для каждого из трех секторов, после чего проводилась оценка баланса взвешенных наносов в них на основе сопоставления этой величины с расходом воды Q в реке Селенге выше дельты (по гидрологическому посту рзд. Мостовой) и расходом воды Q_i в данном секторе дельты (Chalov et al., 2016). Изменение расхода взвешенных наносов (ΔWp) оценивалось для разных секторов дельты балансовым методом (Алексеевский, 1998):

$$\Delta W\text{p} = W_{\text{p}\,out} - W_{\text{p}\,in},$$

где Wp_{in} и Wp_{out} – сток взвешенных наносов (т/сутки) на верхней и нижней границах системы.

Рассматривались три варианта соотношения между выходящими и входящими потоками наносов: $W_{out}>W_{in}$, $W_{out}<W_{in}$ и $W_{out}\approx W_{in}$. Они соответствовали неравенствам $\Delta S > 0$, $\Delta S < 0$ и $\Delta S = 0$, которые указывают на положительный (преобладание эрозии), отрицательный (преобладание аккумуляции) и равновесный баланс взвешенных наносов.

Положительный баланс взвешенных наносов, то есть продольное увеличение расхода наносов, отмечается только при пониженной водности, когда расход воды в вершине дельты не более 1500 м^3/с (Рисунок 4.3). Это может быть связано с увеличением русловой эрозии в рукавах дельты, а также с нагонами со стороны Байкала и подпорах в устьях проток в маловодные периоды. Ситуация, при которой в дельте Селенги преобладает аккумуляция (отрицательный баланс взвешенных наносов), наблюдается как при низких, так и при высоких расходах воды (более 1500 м^3/с). В среднем, при повышенных расходах аккумуляция составляет 15% от общего стока наносов в вершине дельты и связана с затоплением участков поймы нижней части дельты.

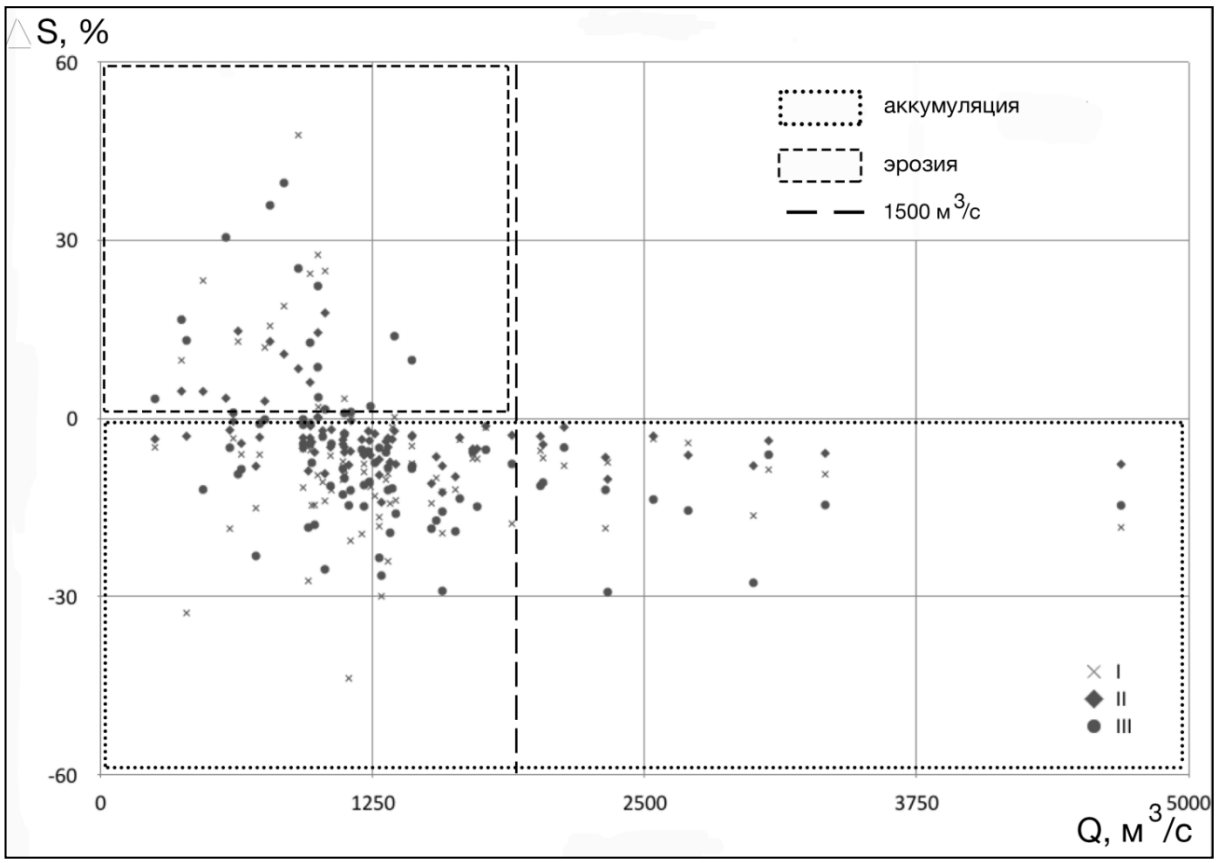


Рисунок 4.3. Зависимость баланса концентрации взвешенных частиц в воде ΔS в секторах дельты Селенги (I, II, III) от расхода воды

Прослеживается также четкая временная динамика средних значений балансов для каждого из секторов дельты в течение года (Рисунок 4.4). График отображает значения баланса наносов, положенные на временную шкалу теплого периода (с мая по октябрь включительно), без учета межгодовых вариаций. На основе облака точек для каждого сектора дельты проведены кривые аппроксимации, показывающие общую тенденцию изменения баланса наносов в зависимости от сезона. На фоне серым цветом показаны графики изменения во времени расходов воды (гидрографы), построенные для рзд. Мостовой в вершине дельты.

Анализ графика показывает, что значения параметра баланса взвешенных наносов максимальны весной, далее снижаются летом и осенью опять немного повышаются. Это соответствует тому, что весной в дельте преобладают эрозионные процессы, летом практически всегда преобладает аккумуляция, а осенью эрозионные процессы активизируются опять. При этом среднемноголетние наблюдения за расходом воды показывают, что основные пики расходов приходятся на конец мая (половодье) и конец августа (паводки) и в целом сопоставимы по объему. Следовательно, расход воды не может быть назван однозначным определяющим фактором для эрозионно-аккумулятивных процессов в дельте.

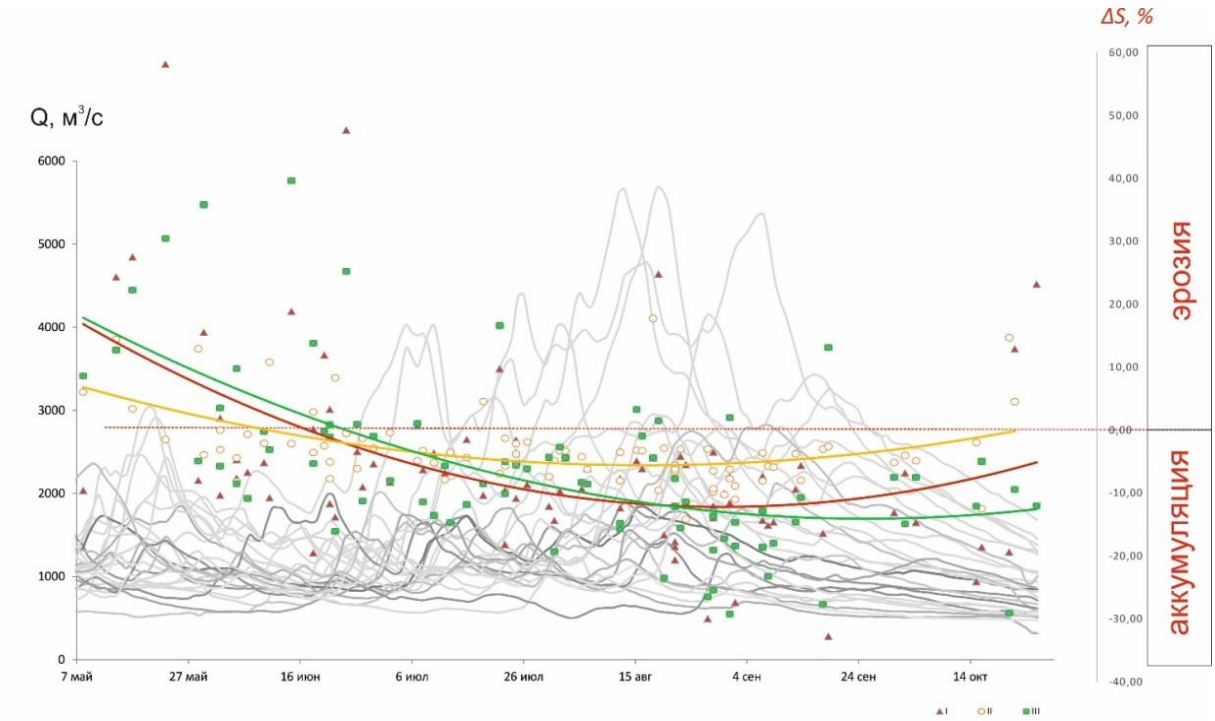


Рисунок 4.4. Сезонные изменения баланса взвешенных наносов (ΔS, %) в пределах руслового сектора дельты на фоне гидрографов реки Селенги (рзд. Мостовой). I, II, III - номера секторов дельты и кривая аппроксимации (полином 2-ой степени)

Отмеченные сезонные эффекты изменения баланса взвешенных наносов скорее всего связаны с условиями затопления прирусловой поймы и осередков, что способствует аккумуляции наносов на их поверхности из-за изменения коэффициентов шероховатости – летом поймы и осередки чаще всего покрыты травянистой растительностью, которая удерживает взвешенные наносы, в отличие от весны, когда растительность ещё не развита. Соответственно, другой возможной причиной сезонных изменений баланса взвешенных наносов в пределах руслового сектора дельты является вегетационная активность растительности. В период вегетации водной растительности наблюдается значительный перенос мелкодисперсных фракций взвеси в составе отмирающей водной растительности. Следует отметить, что продольный ход мутности четко совпадает с изменением крупности донных отложений: резкое снижение мутности воды наблюдается во всех протоках на последних 15 километрах (Рисунок 4.5), что соответствует зоне увеличения крупности донных отложений (Dong et al., 2016).

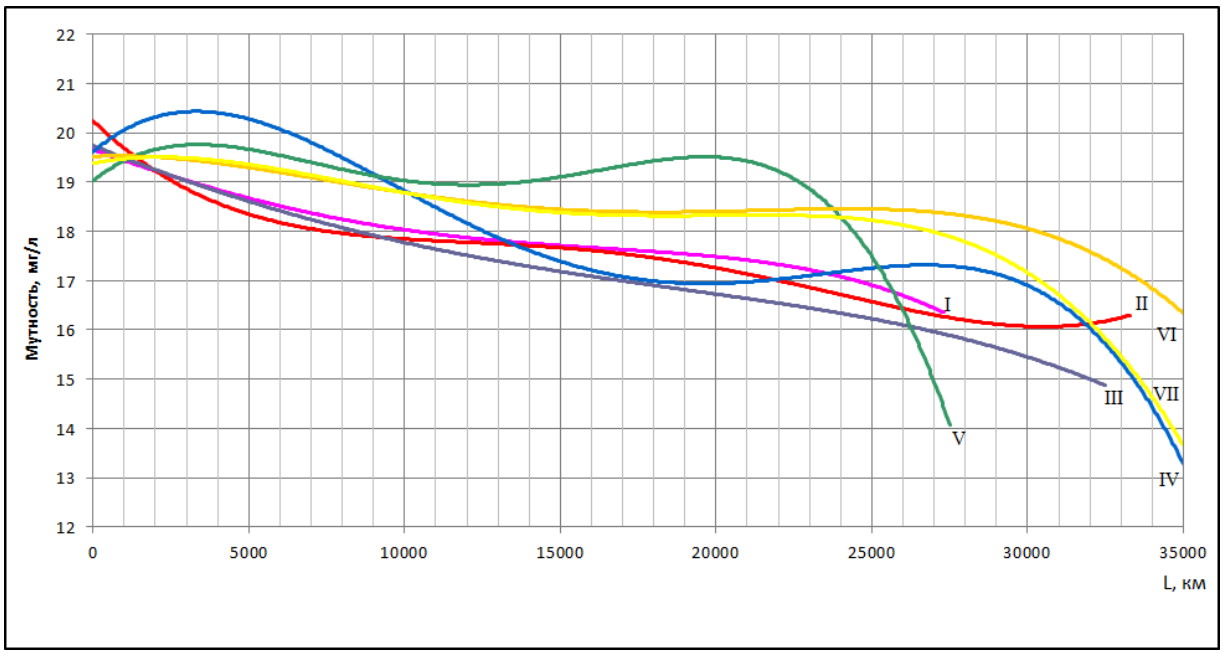


Рисунок 4.5. Осредненные по 82 снимкам особенности продольного изменения мутности воды по длине основных 7 рукавов дельты реки Селенги (П1-П7)

Интегральная оценка аккумуляции вещества в дельте позволила вычленить отдельно вклад затопления **пойменных массивов (включая водную растительность)** в суммарный баланс вещества. Для оценки баланса наносов в пределах всего массива дельты ($\Delta W_p + \Delta W_{п+вр}$) был проведен анализ разницы концентрации взвешенных частиц между значением в вершине дельты и средним значением концентрации взвеси в озерном крае дельты. Последний показатель был получен при помощи построения профиля мутности вдоль озерной границы дельты (профиль П8 на рисунке 4.1, пример профиля на рисунке 4.6) и последующего расчета среднего значения концентрации взвешенных частиц по нему. За последние 25 лет граница дельты выдвинулась глубже в озеро, поэтому линия профиля была проведена по снимку 2015 года, на котором граница соответствует практически максимальному выдвижению. В общей сложности при анализе вдоль озерного края дельты было использовано всего 46 снимков, так как часть из тех, что были использованы для анализа руслового сегмента, оказались непригодны из-за облачности или отсутствия части данных.

Рисунок 4.6. Профиль П8 вдоль озерного края дельты, 17.07.2014 г.

В большинстве изученных случаев баланс взвешенных наносов ΔS совпадает по направленности для русловых и пойменных массивов (Рисунок 4.7, приложение 10). В среднем процессы в пределах пойменных массивов увеличивают интенсивность аккумуляции (ΔS, % < 0) в пределах дельты на 100%. Случаи повышения концентрации взвеси в воде (ΔS, % > 0) в пределах неруслового комплекса связаны как с процессами повышенной эрозии в руслах при малых расходах, так и со взмучиванием воды в пределах сора.

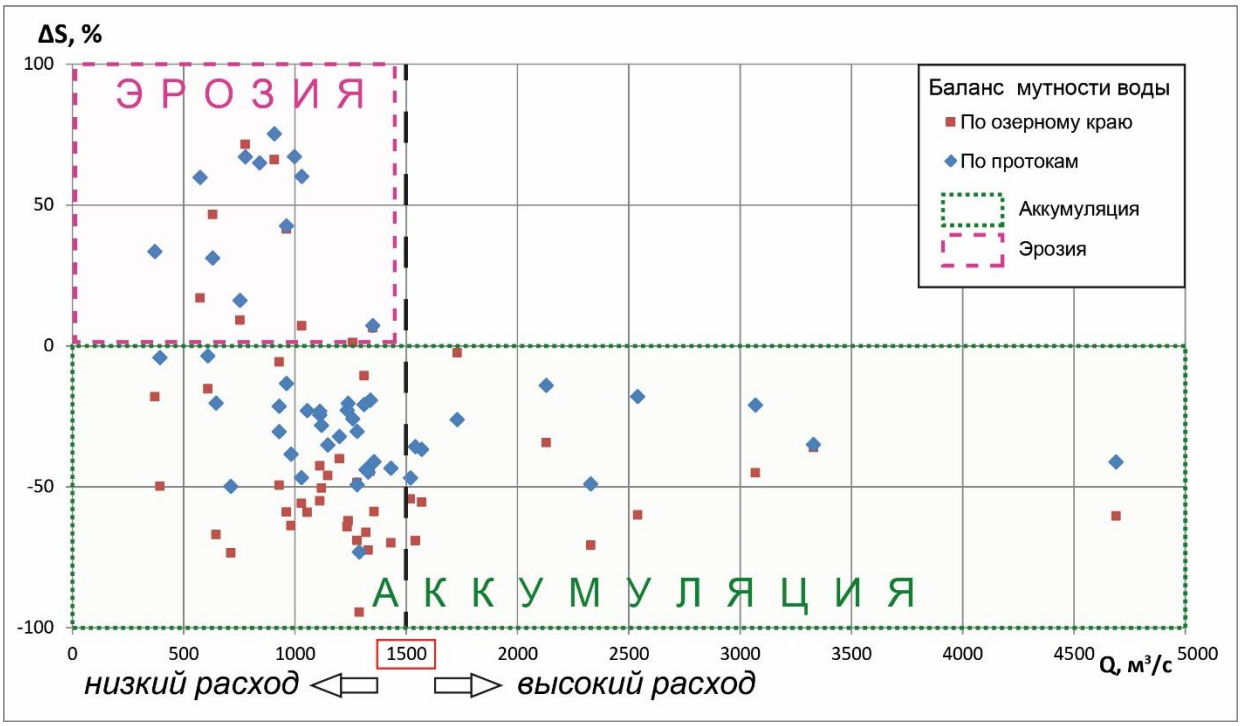


Рисунок 4.7. Изменение баланса концентрации взвешенных частиц (ΔS) по озерному краю и по основным рукавам дельты Селенги в зависимости от расхода воды (Q) в створе, расположенном выше дельты реки Селенги

Исследование показало, что в целом дельта реки Селенги в 80% случаев аккумулирует потоки взвешенных веществ и только в 20% случаев наблюдаются выраженные эрозионные

процессы. В среднем, аккумуляция составляет 15% для руслового сегмента и такой же вклад вносит пойменный сегмент, то есть суммарная аккумуляция составляет 30%.

Данные хорошо соотносятся с оценками, проводимыми ранее для дельты реки Селенги. Согласно Потемкиной и Фиалкову (1993), в дельте задерживается примерно 60% твердого стока реки, учитывая сток и влекомых наносов помимо взвешенных. В многоводные годы этот показатель доходит до 74%, в маловодные – 44% (Дельта…, 2008). С 1995 года на реке отмечается максимальный за историю наблюдений спад расходов воды (Фролова и др., 2017), и именно на этот период пришлось максимальное количество исследованных в работе ситуаций. При учете, что сток влекомых наносов составляет до 30% от взвешенных, проведенная в работе оценка баланса твердого стока (39%) полностью соответствует оценке для ситуаций маловодных периодов (44%).

Для мировых дельт характерно удержание от 16% взвешенных наносов (дельта реки По, Италия; Syvitski et al., 2005) до 47% (дельта реки Янцзы, Китай; Liu et al., 2007), что также хорошо соотносится с полученными в работе данными.

Относительно небольшой вклад аккумуляции на пойме для последних лет может быть связан с относительно небольшой долей стока, проходящей через пойменные массивы. При низких расходах воды роль пойменного неруслового сектора обусловлена исключительно аккумуляцией вещества в отдельных пойменных проточных озерах. Только при затоплении поймы на баланс вещества начинают оказывать влияние отчлененные озера и болотные массивы.

Чтобы понять, как соотносится затопление поймы с расходами воды и, соответственно, условиями прохождения потоков вещества через дельту, была разработана методика оценки затопляемости пойменных массивов по космическим снимкам. Из архива снимков Landsat были отобраны 20 изображений, снятых при расходах воды в реке Селенге (рзд. Мостовой) от 640 до 4750 $м^3/с$ (максимальный разброс значений за период дистанционных наблюдений). После автоматической атмосферной коррекции (QUAC) по снимкам была выделена маска суши. Вначале были отделены водные массы от наземных путем выделения граничных значений индекса NDWI (Normalized difference water index), рассчитанного для каждого снимка. При этом в маску суши попали обширные акватории, занятые растениями с плавающими листьями, которые фактически находятся в воде и должны быть исключены из маски суши. Эти акватории были учтены путем классификации каждого снимка методом спектрального угла (с обучением) и выделения областей, занятых водной растительностью. Впоследствии эта акватория была вычтена из маски суши (Рисунок 4.8, приложение 11).

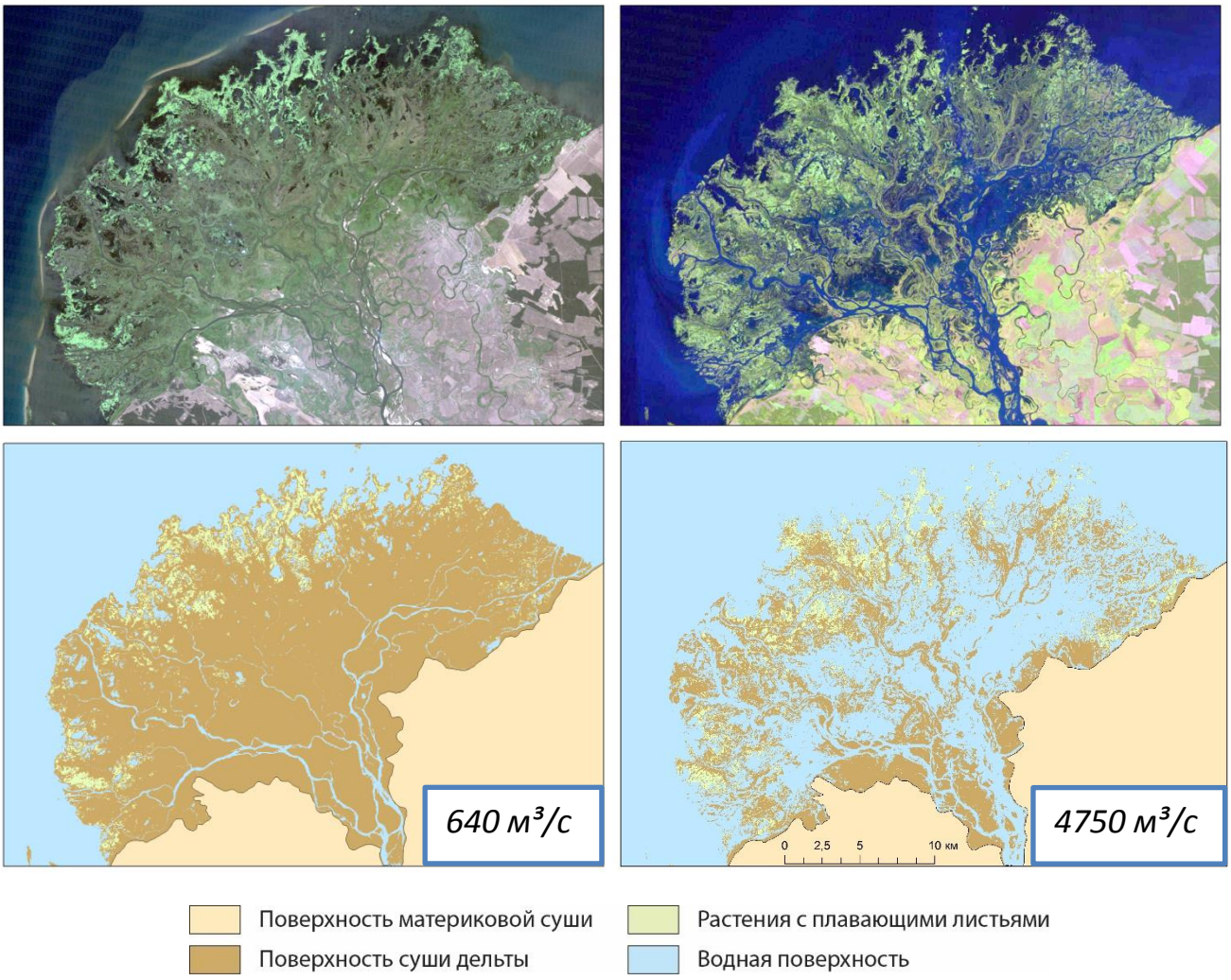


Рисунок 4.8. Условия прохождения минимальных (31.08.2015 г. - слева) и максимальных (01.09.1990 г. - справа) расходов воды в дельте реки Селенги

Полученные площади водной поверхности были соотнесены с характеристикой расхода воды для каждой даты снимка. При сравнительном анализе 20 схем дешифрирования было выявлено, что протоки сохраняют свои берега при расходах воды до 1500-2000 м^3/с. Это те случаи, когда в формировании баланса взвешенных веществ работает преимущественно русловой сегмент дельты. При увеличении расходов, вода выходит на поверхность дельтовой поймы и начинает активно работать пойменный сегмент. Однако среди 46 анализируемых ситуаций баланса взвешенных наносов по озерному краю дельты расходы более 2000 м^3/с наблюдались всего в пяти случаях, в последний раз в период паводка в августе 2003 года. Таким образом, можно говорить, что в последнее время роль пойменного сегмента в фильтрующей функции дельты заметно снижена.

Для обеспечения возможности прогноза затопляемости дельты был построен график зависимости площади затопления от расходов воды (Рисунок 4.9). При анализе были отдельно выделены ситуации, когда на момент съемки продолжался подъем уровня воды и когда

происходил спад, то есть максимум расходов приходился за 1-3 недели до даты съемки. Как можно видеть на графике, связь между площадью затопления и расходом воды наблюдается только для случаев подъемов уровней воды:

$$A = 0{,}08*Q - 19{,}8,$$

где A – площадь затопления дельты (км^2), Q – расход воды (м^3/с). Коэффициент детерминации составил 0,96, стандартная ошибка регрессии 23 км^2, среднее отклонение расчетных значений от истинных 12%.

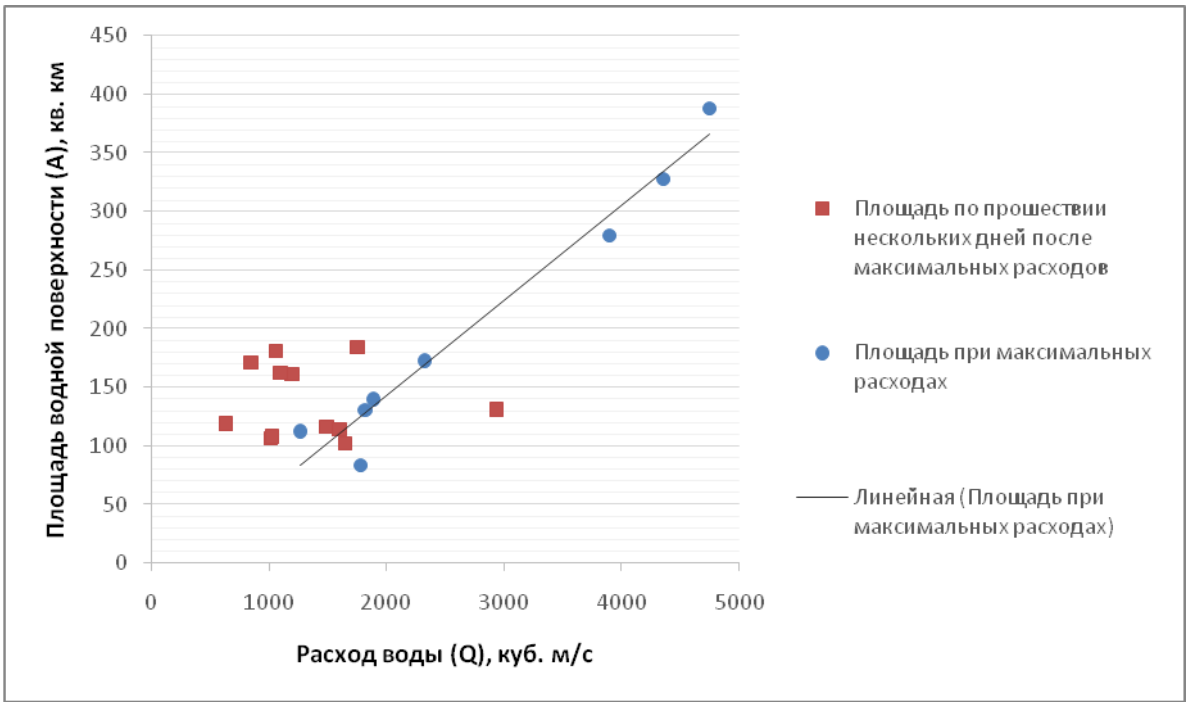


Рисунок 4.9. График связи расходов воды и площади затопления дельты

В остальных случаях паводок или половодье прошли до даты съемки, оставив после себя обширные затопленные области. Однако на спаде половодья происходит концентрирование поступающего стока в русловых секторах, и пойменные массивы, несмотря на сохраняющееся значительное затопление поверхности, не оказывают влияние на трансформацию стока взвешенных наносов. Полученные данные по затоплению дельты позволяют оценивать по величине расхода воды в её вершине степень вовлеченности пойменных массивов в общую фильтрующую функцию дельты.

На баланс взвешенных наносов оказывает влияние также уровень озера Байкал. После постройки Иркутской ГЭС в 1950 и зарегулирования озера, его уровень стал более постоянным, чем в естественных условиях, и в настоящее время межгодовые колебания не превышают 1 м. Тем не менее, уровень водоприемного водоема влияет на базис эрозии реки и подпорные эффекты в дельте. При подъеме уровня озера уменьшается уклон водной поверхности и

происходит образование подпорных явлений, способствующих подъему уровня воды в озерной части дельты, что препятствует выносу взвешенных наносов из проток дельты. На снимке это выражается в увеличении мутности воды в устьевых зонах проток, и, следовательно, высокой погрешности в моделировании баланса наносов в дельте. Учет такого рода эффектов может быть проведен путем анализа гидрометеорологических условий накануне каждой съемки, что является отдельным исследованием и в задачи настоящей работы не входит.

Помимо взвешенных наносов, разработанная методика по оценке баланса веществ может быть использована далее при оценке баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги.

4.2. Оценка накопления тяжелых металлов в водной растительности дельты

Водная растительность является важным агентом биофильтрации в дельте, но её вклад невозможно оценить тем же балансовым методом, как это можно сделать для русловой и пойменной составляющей. Аккумуляция в водной растительности была оценена через сопоставление её фитомассы с полевыми данными о концентрации тяжелых металлов в ней. Поскольку водная растительность является главным биологическим агентом фильтрации тяжелых металлов, за время экспедиционных исследований в рамках проекта «Селенга-Байкал», проводимых Географическим факультетом МГУ им. М.В. Ломоносова в 2011-2016 гг., накоплена большая база данных о концентрации тяжелых металлов в водной растительности.

По полевым данным имеются сведения о фитомассе водных растений в расчете на единицу площади – квадратный метр. На предварительном этапе водные растения были объединены в те же группы, что были использованы для дешифрирования, то есть растения с плавающими листьями и погруженные в воду растения. Чтобы рассчитать общую фитомассу водной растительности в дельте, необходимо эту информацию умножить на площадь распространения водной растительности. Последний показатель может быть получен по карте водной растительности дельты, разработанной в 3-ей главе. При этом в отличие от предыдущих исследований, выполненных по снимкам, карта учитывает не только дешифрируемые площади, занятые растительностью, но и вероятные местообитания, которые подводные растения могут занимать.

Местообитания четырех групп растительности (с плавающими листьями, погруженные, высоко вероятные места расположения погруженных растений и вероятные места расположения погруженных растений) были проанализированы с учетом деления дельты на геоморфологические зоны и сектора (Таблица 4.1). Наибольшая часть водной растительности расположена в зоне авандельты между озерным краем дельты и зоной баров (14,9% занимаемой площади дельты), в Среднеустьевском секторе (16% от площади дельты). Наименьшая часть

логично расположена в наивысшей часть дельты – поверхности надпойменных террас (0,2%), и в Лобановском, самом малом, секторе дельты. Если проанализировать распределение каждого класса по геоморфологическим зонам, то можно заметить крайне низкий вклад верхней зоны (надпойменных террас) и возрастающий вклад более низких по высоте зон. По секторам площади водных растений также распределяются неравномерно. Для каждого класса характерно доминирование Среднеустьевского сектора, который, во-первых, больше по площади остальных двух секторов, а во-вторых, имеет наименьшее количество активных проток, что способствует широкому распространению водных растений. В процентном отношении к площади сектора водная растительность занимает до 42% в Среднеустьевском секторе, в то время как для Лобановского и Селенгинского эта доля составляет всего 9 и 16% соответственно. По всей дельте среди классов водной растительности, растения с плавающими листьями имеют площадь местообитаний в 2 раза больше, чем погруженные виды (59 км^2 против 31 км^2), однако включение высоко вероятных (13 км²) и вероятных местообитаний погруженных растений (72 км²) меняет это соотношение в обратную сторону.

Таблица 4.1. Площади, занятые водной растительностью в дельте реки Селенги

Класс водной растительности / Площадь, км²	**Зоны**				**Сектора**			**Всего**
	1	**2**	**3**	**4**	**I**	**II**	**III**	
Растения с плавающими листьями	0,3	14	23	22	15	36	7,8	59
Погруженные в воду растения, уверенно распознаваемые по снимку	1,0	9	6	15	12	16	2,8	31
Погруженные в воду растения с высокой вероятностью наличия	0,0	1	2	10	1	12	0	13
Погруженные в воду растения с низкой вероятностью наличия	0,1	5	8	59	20	50	2,8	72
Сумма площадей	1,4	29	39	106	47	114	13	175
Занимаемая доля от площади дельты, %	*0,2*	*4,0*	*5,4*	*14,9*	*6,7*	*16*	*1,9*	*24,6*

Геоморфологические зоны: 1 – поверхности надпойменных террас, 2 – поверхности пойменных террас, 3 – озерный край дельты, 4 – авандельта и поверхность кос и баров; сектора: I – Селенгинский, II – Среднеустьевский, III – Лобановский (по Корытный и др., 2012)

Информация о фитомассе главных видов водной растительности в дельте позволяет рассчитать количество тяжелых металлов, которые могут накапливаться в ней. Расчет суммарной фитомассы водных растений, накапливающих металлы, проводился путем умножения фитомассы сырых растений, полученной по полевым данным (Шинкарева, 2018), на площадь, которую эти растения занимают в дельте. При расчете фитомассы растений было принято решение для погруженных видов использовать сумму площадей уверенно дешифрируемых растений и их высоко вероятных местообитаний, то есть 44 км².

Для оценки количества каждого тяжелого металла, аккумулирующегося в двух выделенных классах растительности дельты, было использовано следующие уравнение:

$$mHM_N = C_NHM*B_N*P_N / 1000000,$$

где mHM – максимальное количество определенного вида тяжелого металла, которое может накопиться в N классе водной растительности, кг, C_NHM - концентрация этого тяжелого металла, мг/кг, B_N – биомасса, кг/м^2, P_N – площадь, м^2, 1000000 – коэффициент перехода из мг в кг.

Полевые данные с образцами воды и взвеси анализировались в лаборатории на 70 видов тяжелых металлов, но для дальнейшего исследования были выбраны 9 наиболее значимых для экологии дельты реки Селенги (Касимов и др., 2017). Мышьяк и таллий имеют высший, 1-й класс опасности, никель и кадмий 2-й класс, магний, аллюминий, титан, медь и цинк имеют 3-й класс опасности. Выбранные металлы имеют антропогенные источники поступления в воды реки Селенги, и в бассейне зафиксированы случаи превышения их ПДК.

В таблице 4.2 представлены данные по концентрации тяжелых металлов в водной растительности в расчете на единицу площади (C_NHM*B_N), а также данные по общей аккумуляции тяжелых металлов в растениях за весь вегетационный период в расчете на всю дельту (mHM_N). Данные по секторам даны в приложении 12.

Таблица 4.2. Концентрация тяжелых металлов в водной растительности дельты

	Концентрация ТМ в ВР, мг/м²		Аккумуляция ТМ за вегетационный период, кг	
ТМ*	С плавающими листьями	Погруженные в воду	С плавающими листьями	Погруженные в воду
Ni	2,5	117	149	5117
Cu	6,1	136	356	5936
Zn	23,9	370	1405	16137
As	1,1	94,1	63,7	4103
Mo	1,2	24,6	69,9	1071
Cd	0,1	2,0	3,4	87,1
Al	1125	69860	66152	3045914
Mg	2395	4109	140857	179192
Ti	49,1	233	2886	10173
Tl	0,0	0,1	0,9	2,4

ТМ – тяжелые металлы

Согласно В.В. Чепиноге (2015), вегетационный период растительности южного Байкала длится в среднем 110 дней и начинается в конце мая. Чтобы рассчитать баланс тяжелых металлов в водной растительности за конкретный день, необходимо воспользоваться следующей формулой:

$$\Delta M_{вр} = mHM_N * d / 110,$$

где d – количество дней, прошедших с начала периода вегетации.

Предложенная методика содержит ряд допущений, которые необходимо помнить при оценке достоверности получаемых данных.

Во-первых, при оценке концентрации тяжелых металлов в водных растениях были использованы полевые данные, собранные в разных условиях в разных частях дельты. При этом отмывания образцов растений от взвеси не происходило. Соответственно, при лабораторном анализе учитывались как металлы, накопленные из растворенной фазы в клетках растений, так и металлы, содержащиеся во взвеси, осажденные на водных растениях. При извлечении образцов растений из воды часть взвеси с них остается в воде, что является одной из погрешностей в дальнейших расчетах.

Во-вторых, оценивалась общая площадь водной растительности в дельте, в то время как потоки вещества идут разными путями, которые сложно смоделировать в пространстве и особенно во времени. Часть водной растительности находится рядом с активными протоками, и на ней осаждается постоянно много взвеси, в то время как часть растительности расположена в спокойных местах, где потоки взвеси проходят только в паводки. Можно сделать допущение, что из растворенной фазы растения впитывают по всей акватории дельты одинаковое количество тяжелых металлов, однако такое же допущение в области взвешенных наносов неправомерно. Для оценки активности фильтрации растительностью необходимо провести типизацию всей дельты по периодам потоков вещества, что пока не представляется возможным.

В-третьих, аккумуляция тяжелых металлов в растениях не является их основной фильтрующей функцией. Наиболее значимая фильтрация происходит механически, путем снижения скоростей потока в местах зарослей водных растений и гравитационного осаждения взвеси. Для оценки такого типа фильтрации необходима модель снижения скорости потоков, сопоставленная с картой водных растений, а также данными о количестве осажденной взвеси на единицу площади.

В-четвертых, указанные выше цифры аккумуляции справедливы только для маловодных годов. В многоводные годы места произрастания водной растительности меняются, и соответственно, их площадь тоже. При низких расходах воды, которые наблюдаются последние 20 лет, контуры растительности постоянны. Необходимо также проследить, насколько постоянны контуры при высоких расходах воды.

Несмотря на вышеуказанные допущения, разработанная методика имеет право на использование при последующей оценке баланса тяжелых металлов в дельте.

4.3. Оценка баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги

Проведенные исследования позволили разработать и реализовать интегральную модель оценки трансформации геохимического стока в дельте реки Селенги, основанную на комбинации данных дистанционного зондирования и полевых материалах. Методика содержит ряд допущений, о которых подробно написано в конце параграфа и даны рекомендации по повышению достоверности модели.

Модель оценки баланса тяжелых металлов (ΔМ) основывается на гипотезе о дискретности процессов осаждения вещества в дельте, предполагающей учет процессов в пределах основных проток (ΔМр), периодически затапливаемых пойменных массивов (ΔМп) и зарослей водных растений (ΔМвр):

$$\Delta Ma = \Delta Mp + \Delta Mп + \Delta Mвр.$$

Предположение, что концентрация тяжелых металлов зависит от концентрации взвешенных частиц в воде (ΔS), позволяет использовать методику дешифрирования космических снимков для расчета баланса взвеси в дельте и перехода к балансу тяжелых металлов в ней. Для этого полевые данные о концентрации взвешенных частиц (мг/л) и концентрации тяжелых металлов (мкг/л) в воде были сопоставлены и рассчитаны корреляции между ними на основе выборки из 40 точек. Полученные уравнения представлены в таблице 4.3. Отклонение модельных значений от измеренных в поле рассчитывалось с использованием проверочной выборки из 20 точек, собранных в рамках той же экспедиции.

Таблица 4.3. Зависимость концентрации тяжелых металлов от концентрации взвешенных частиц в воде

ТМ*	Уравнение зависимости	Коэф. детерминации R^2	Отклонение, %
Mg	Mg = 11,7977*S-7,6226	0,95	10,3
Al	Al = 75,5138*S-258,3862	0,61	9,3
Ti	Ti = 3,807*S-9,8342	0,73	15,0
Tl	Tl = 0,0005*S-0,0014	0,76	0,5
Ni	Ni = 0,0699*S+0,3275	*0,43*	77,3
Cu	Cu = 0,0341*S-0,0159	*0,46*	3,9
Zn	Zn = 0,1231*S+0,0372	*0,28*	39,6
As	As = 0,0266*S-0,1081	*0,35*	33,1
Mo	Mo = 0,002*S-0,0116	*0,35*	72,9
Cd	Cd = 0,0003*S+0,0018	*0,25*	47,4

ТМ – тяжелые металлы, S – концентрация взвешенных частиц, мг/л

Для выбранных тяжелых металлов получились значимые зависимости от концентрации взвешенных частиц, однако для шести из десяти металлов коэффициент детерминации оказался

ниже 0,5, что значительно сказалось на отклонениях в проверочной выборке (до 77%). Для магния, алюминия, титана и таллия максимальные отклонения составили 15% при коэффициенте детерминации R^2 от 0,61 до 0,95.

Полученные уравнения позволяют перейти от баланса взвешенных веществ в дельте к балансу тяжелых металлов в ней. Для апробации методики был выбран снимок Landsat8/OLI за 21 июля 2014 года. В это время в дельте работала экспедиция Географического факультета МГУ, в ходе которой были собраны данные о концентрации тяжелых металлов в воде, взвеси и водных растениях дельты. В 2014 году отмечались незначительные колебания расхода воды в дельте на протяжении всего теплого сезона, поэтому определить конкретную фазу водного режима на момент съемки затруднительно.

Исходными сведениями для расчета модели послужили данные, полученные со схемы моделирования концентрации взвешенных частиц в воде снимка Landsat8/OLI (24.07.2014). Для этого была применена разработанная ранее методика расчета баланса взвеси по профилям. Для дельты были получены данные о концентрации взвешенных частиц в вершине (Sв), по озерному краю (Sa) и по основным протокам (Sp). Таким образом, баланс взвешенных частиц рассчитывался как:

$$\Delta Sp+п+вр = Sв - Sa,$$

$$\Delta Sp = Sв - Sp,$$

$$\Delta Sп+вр = \Delta Sa - \Delta Sp.$$

Аналогичные расчеты были проведены как для дельты в целом, так и для каждого из её секторов. Помимо данных о концентрации взвеси в воде, также была использована информация о расходах воды. Данные о расходах воды в вершине дельты (п. Кабанск) получены с гидропоста. При расчете распределения расходов воды по секторам были использованы данные о соотношении расходов из статьи С.Р. Чалова и др. (Chalov et al., 2015). Полученная информация представлена в таблице 4.4.

Таблица 4.4. Исходные данные для расчета модели баланса тяжелых металлов на 24.07.2014 г.

Сектор	Концентрация взвешенных частиц, мг/л						Расход, м³/с
	Sв	Sa	Sp	ΔSa	ΔSp	ΔSп+вр	Q
Вся дельта	23,7	12,2	14,6	11,5	9,1	2,4	1280
I		11,5	14,1	12,2	9,6	2,6	614
II		9,7	14,1	14	9,6	4,4	218
III		15,2	15,5	8,3	8,2	0,1	448

Данные о концентрации взвешенных наносов, сопоставленные с расходом воды, дают параметр расхода взвешенных частиц (R, мг/с):

$$R = S*Q/1000,$$

где S – концентрация взвешенных частиц в воде, мг/л, Q – расход воды, м³/с.

Зная потоки взвешенного вещества, мы можем перейти к потокам тяжелых металлов, следуя уравнениям связи концентрации тяжелых металлов (HMc) и концентрации взвешенных частиц в воде (S) (таблица 4.3). Концентрация каждого вида тяжелого металла во взвеси (HMs, мкг/г) определяется по формуле:

$$HMs = HMc*1000/S,$$

где HMc – концентрация тяжелого металла в воде, мкг/л, S – концентрация взвешенных частиц в воде, мг/л.

Объем общего приходящего в дельту потока каждого вида тяжелого металла (Мв, кг/сут) рассчитывается исходя из объема стока взвешенных частиц в вершине дельты:

$$Мв = HMs*Rв*86400/100000,$$

где Rв – поток взвешенных частиц в вершине дельты, мг/с, 86400 – количество секунд в сутках, 100000 – поправочный коэффициент для перехода из миллиграмм в килограммы.

Аналогичным методом рассчитывается общий объем аккумуляции (ΔМа, кг/сут) каждого вида тяжелого металла:

$$ΔMa = HMs*Ra*86400/100000,$$

где Ra – поток аккумулированных взвешенных веществ, мг/с.

Общий объем расхода каждого вида тяжелого металла (ΔМт, кг/сут), то есть той части, что была вынесена в Байкал, а не была аккумулирована в дельте, рассчитывается путем вычитания из общего объема поступающего вещества в дельту объема аккумулированного вещества:

$$ΔMт = Мв - ΔMa.$$

Общий объем аккумуляции каждого тяжелого металла в пределах русловой составляющей (ΔМр, кг/сут) рассчитывается также через расход взвешенных частиц:

$$ΔMp = HMs*Rp*86400/100000,$$

где Rp – расход взвешенных частиц в руслах, мг/с.

Исходя из этой информации, можно рассчитать совокупный объем аккумуляции веществ в пойме и водных растениях (ΔМп+вр, кг/сут):

$$\Delta М_{п+вр} = \Delta М_{а} - \Delta М_{р}.$$

Доля водной растительности в вышеуказанном уравнении уже определена нами (таблица 4.2). Объем аккумуляции в пойме (ΔМп, кг/сут) может быть получен путем вычленения доли водной растительности из общего показателя аккумуляции:

$$\Delta М_{п} = \Delta М_{п+вр} - \Delta М_{вр}.$$

В результате мы получаем общий баланс каждого вида тяжелого металла, в котором выделены русловая и пойменная составляющие, а также вклад водной растительности дельты. На рисунке 4.10 представлена концептуальная схема интегральной модели оценки баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги. Цветом выделены параметры, которые необходимо указать в модели для расчета значений: Sв, Sa, Sp, - концентрация взвешенных частиц в вершине дельты, по озерному краю и в устьях главных проток, соответственно, Q, Qp – расход воды в вершине дельты и доля русловой составляющей, соответственно, Рвр – площадь, занятая водной растительностью дельты.

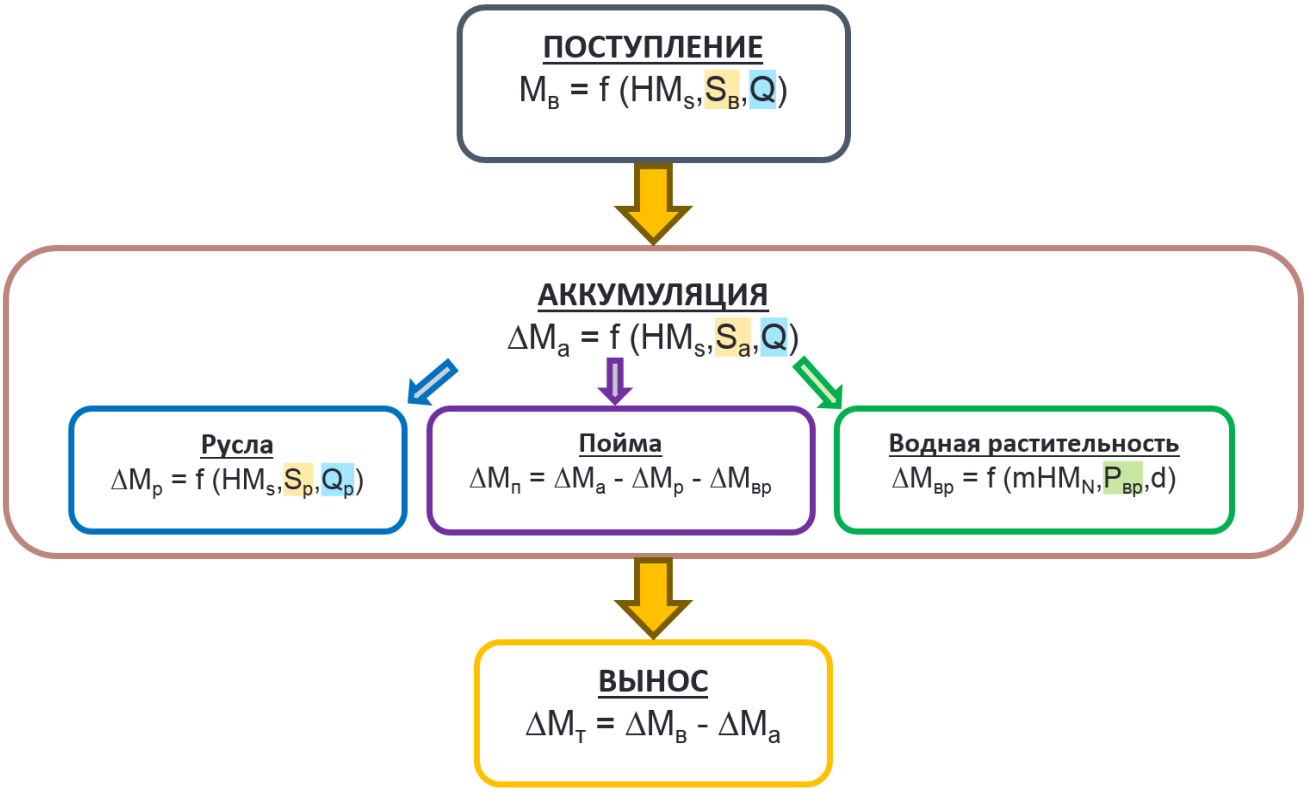


Рисунок 4.10. Концептуальная схема интегральной модели оценки баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги

Результаты расчетов для дельты в целом, без деления на сектора, представлены в таблице 4.5. Результаты расчетов по секторам даны в приложении 13.

Таблица 4.5. Баланс тяжелых металлов дельты реки Селенги

ТМ	Поступление	Общая аккумуляция	Русла	Пойма	Водные растения
Mg	300791	141614	110301	26233,4	5080,2
Al	1693485	674636	474207	151031,4	49397,9
Ti	88907	37542	27437	9897,3	207,3
Ni	2194	1251	1066	101,9	83,6
Cu	876	416	326	-9,4	99,9
Zn	3268	1607	1280	48,3	278,5
As	578	219	148	4,5	66,1
Mo	40	13	7	-12,8	18,1
Cd	10	6	5	-0,6	1,4
Tl	12	5	3	1,3	0,1

Погрешность выполненных расчетов хорошо соотносится с погрешностью определения концентрации тяжелых металлов по концентрации взвешенных частиц в воде. Согласно таблице 4.3, достоверные результаты могут быть получены для Mg, Al, Ti, Tl. Для Cu, Mo и Cd, то есть тех металлов, что имеют низкий коэффициент детерминации, соотношение русловой, пойменной и биологической составляющей противоречат логике, так как значения аккумуляции в пойме для них оказались отрицательны. В принципе, отрицательные значения свидетельствуют о процессах эрозии в дельте и не являются неверным результатом, однако в случае 21 июля 2014 года по всей дельте наблюдаются процессы аккумуляции вещества, что позволяет отнести полученные значения к погрешности расчетов. Для Ni, Zn и As также существуют значительные погрешности определения концентрации этих тяжелых металлов (HMc = f(S)), следовательно, использование этих расчетов нежелательно.

В среднем для четырех металлов (Mg, Al, Ti, Tl) показатель аккумуляции в дельте составляет 43% от поступающего объема, из которых 73% приходится на русловую составляющую, 23% на пойменную и 3% на долю водной растительности.

Результаты моделирования можно проиллюстрировать с помощью карт, которые были построены для четырех металлов с хорошими показателями корреляции (Mg, Al, Ti, Tl). На картах схематично линейными знаками показаны потоки ТМ по секторам, где ширина стрелки пропорциональна расходу ТМ. Диаграммами отображена аккумуляция ТМ в секторе. Цвет секторов соответствует пропорциональной доле каждой составляющей аккумуляции – русловой, пойменной и растительной, в центре дано общее значение аккумуляции в секторе. Размер диаграммы пропорционален количеству аккумулированных ТМ в секторе относительно

общей аккумуляции в дельте. Отдельно по каждому ТМ дана диаграмма общего баланса в дельте суммарно по всем секторам. Карты представлены в приложении 14, на рисунке 4.11 в качестве примера приведена карта баланса Mg.

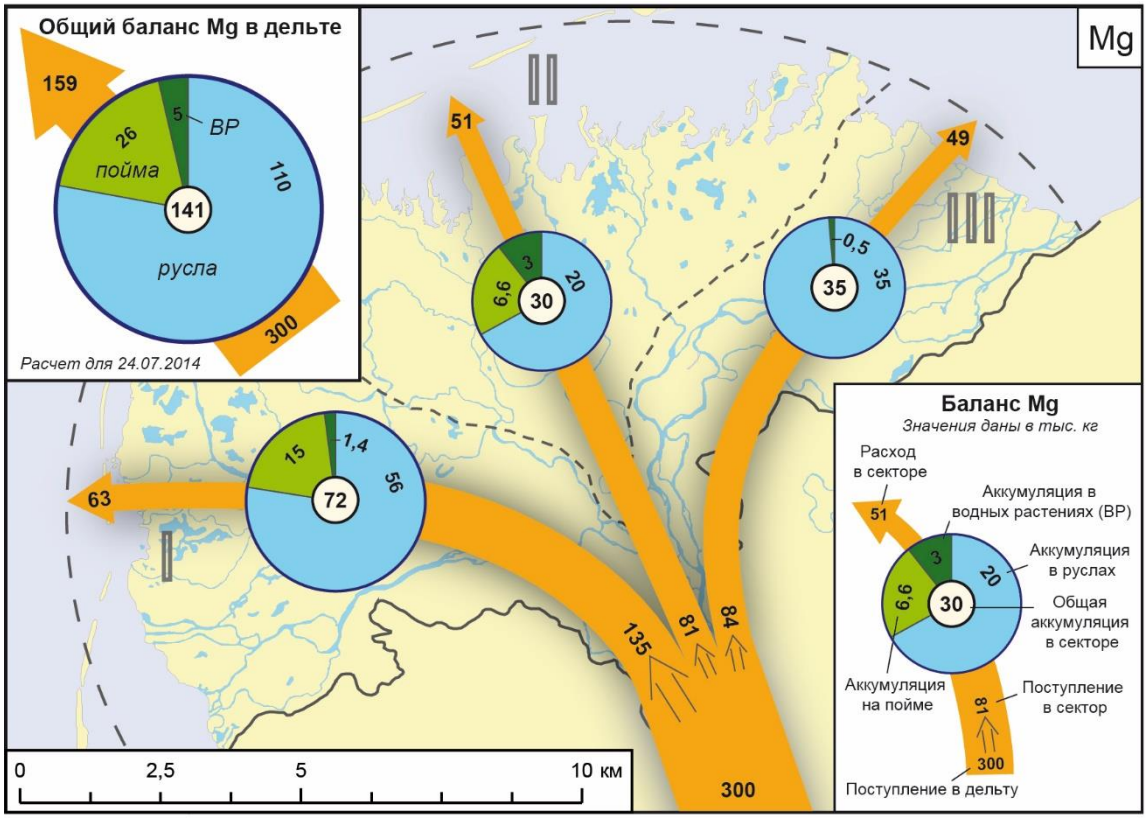


Рисунок 4.11. Баланс Mg по секторам дельты, рассчитанный для 24.07.2014 г., масштаб 1:150 000

Аналогов такого рода исследований, охватывающих одновременно всю дельту реки Селенги и вычленяющих отдельные составляющие баланса тяжелых металлов, на данный момент не имеется. По данным С.Р. Чалова и др. (Chalov et al., 2015), небольшие пойменные протоки Селенгинского и Среднеустьевского сектора могут удерживать до 90% поступающих тяжелых металлов (Al, Cd, Cu, Pb, Zn), при этом доля стока, которая проходит через них, составляет всего 10-30%. Расчеты 2014 года показали, что доля пойменной составляющей в балансе тяжелых металлов в дельте как раз около 20-30%, что полностью соотносится с проведенными ранее инструментарными опытами С.Р. Чалова и др. По данным Й. Ахтмана и др. (Akhtman et al., 2014), водная растительность дельты может задерживать в среднем около 15% поступающих тяжелых металлов в течение вегетационного периода. Если на основе этих данных грубо рассчитать накопление тяжелых металлов до даты нашего исследования, то получится около 8%, в то время как по нашим расчетам в среднем доля водной растительности составляет 4% от общего накопления тяжелых металлов, то есть примерно величины имеют один порядок значений.

Сводная информация о параметрах, которые необходимы для моделирования баланса тяжелых металлов, приведена в таблице 4.6.

Таблица 4.6. Параметры, необходимые для расчета интегральной модели оценки баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги

Параметры	**Единицы измерения**	**Описание**	**Источник**
Qв	$м^3/с$	Расход воды в вершине дельты	Открытые данные гидропоста
Q_1, Q_2, Q_3		Расходы воды по секторам	Литературные источники
Sв	мг/л	Концентрация взвеси в вершине	Результаты моделирования концентрации взвешенных частиц по космическим снимкам
Sa		Концентрация взвеси по озерному краю	
Sa_1, Sa_2, Sa_3 *		Концентрация взвеси по озерному краю в пределах каждого сектора	
Sp		Концентрация взвеси в главных руслах	
Sp_1, Sp_2, Sp_3 *		Концентрация взвеси в главных руслах в пределах каждого сектора	
Рвр	$м^2$	Площадь, занятая водной растительностью	Результат дешифрирования снимка
$Рвр_1$, $Рвр_2$, $Рвр_3$*		Площадь, занятая водной растительностью в пределах каждого сектора	

** индексы 1,2,3 обозначают Селенгинский, Среднеустьевский и Лобановский сектора соответственно.*

Таким образом, для расчета модели для всей дельты необходимо всего пять параметров, один из которых получается из открытых источников, три с помощью моделирования концентрации взвеси в воде по космическим снимкам и ещё один с помощью дешифрирования водной растительности на космическом снимке. При этом местообитания водной растительности в дельте изменяются довольно плавно, вместе с изменением её площади. Поэтому для каждой ситуации оценивать площадь водных растений не имеет смысла и этот параметр может быть принят за константу на определенный период времени. Расчет по секторам дельты подразумевает использование тех же самых четырех параметров, но для каждого сектора в отдельности.

При использовании модели необходимо иметь в виду ряд допущений и связанных с ними погрешностей:

1. Расчет баланса производится для конкретной даты съемки и не отражает целостной картины распределения тяжелых металлов для всего года или сезона.

2. При расчете зависимостей концентрации тяжелых металлов от концентрации взвешенных частиц в воде, а также концентрации тяжелых металлов в водных растениях дельты, были использованы данные июльской экспедиции 2014 г., которая проходила при средних расходах воды в реке около 1200-1300 м³/с, без выраженной фазы водного режима. При сильных паводках, а также в сильную межень зависимости могут отличаться.

3. На результат расчета баланса влияют погрешности, связанные с методом определения концентрации тяжелых металлов по космическим снимкам. Пересчет значений коэффициента отражения на снимках в значения концентрации взвеси даёт погрешность в 15-30%, в зависимости от съемочной системы. Плюс пересчет концентрации взвеси в концентрацию тяжелых металлов даёт ещё 1-15% погрешности для Mg, Al, Ti, Tl и 4-77% погрешности для Ni, Cu, Zn, As, Mo и Cd.

4. Для расчета модели необходимо иметь космический снимок одной из съемочных систем, представленных во второй главе. Минимальная периодичность съемки у спутников Landsat8/OLI и Sentinel 2/MSI составляет 5-16 дней, что в целом достаточно для мониторинга состояния такого природного объекта как дельта реки Селенги. Однако частая облачность в летний период не позволяет использовать большой архив информации в расчетах.

5. Модель строится в первую очередь на основе баланса тяжелых металлов, поступающих в дельту вместе со взвесью. Для влекомых наносов принимается, что 100% поступающего вещества задерживается в пределах дельты. Баланс растворенного вещества не может быть посчитан по космическим снимкам напрямую. Для каждого вида тяжелого металла существует преимущественное состояние, в котором он перемещается, и на основе полевых данных имеются соотношения взвешенного и растворенного состояния металлов в водах дельты. Таким образом, имеется теоретическая возможность рассчитать баланс растворенного вещества по балансу взвешенного, но в связи с возможными большими погрешностями перехода, было решено остановиться только на взвешенном состоянии.

6. Модель основана на трансформации стока реки Селенги, при этом такие параметры, как поступление веществ вместе с атмосферными осадками и подземными водами, считаются незначительными и не учитываются в ней. Также в модели не может быть учтен тот факт, что водные растения не всегда занимают в дельте монодоминантные местообитания по видам. При определенных условиях, погруженные в воду виды соседствуют с растениями с плавающими листьями, и при дешифрировании не могут быть опознаны. Таким образом, по факту доля водных растений в общей фильтрующей функции должна быть больше той, что получилась в ходе расчетов.

Выявленные слабые стороны позволяют дать рекомендации по дальнейшему улучшению модели:

1. Для более достоверной оценки баланса тяжелых металлов во временной динамике, необходимо проведение специальных комплексных гидролого-геохимических исследований в дельте реки Селенги, направленных на сбор материала для построения регрессий зависимости концентрации тяжелых металлов от концентрации взвеси в воде и концентрации тяжелых металлов в водной растительности дельты. Исследования должны охватывать разные фазы водного режима (паводок, половодье, межень) и разную водность реки (года с высокими расходами воды и с низкими). Это позволит адаптировать модель под различные ситуации движения стока, а также должно снизить погрешности определения концентраций тяжелых металлов в зависимости от концентрации взвеси в воде.

2. Необходимо отдельное изучение соотношения состояний перемещения тяжелых металлов для оценки не только тех тяжелых металлов, что перемещаются во взвешенном состоянии, но и тех, что перемещаются в растворенном и влекомом.

3. Необходимы комплексные полевые исследования водной растительности дельты в контексте её биофильтрующей функции. Изучение должно быть направлено, во-первых, на количественный анализ изменения транспортирующей силы потока под действием зарослей водных растений с одной стороны. Во-вторых, для более точной оценки площади, занятой водной растительностью, необходимо выявить условия, при которых погруженные в воду виды произрастают вместе с растениями с плавающими листьями.

4. Расширение количества съемочных систем, для которых разработаны модели перехода от отражательной способности к концентрации взвеси в воде, позволит с большей периодичностью рассчитывать баланс тяжелых металлов в дельте, при условии отсутствия облачности. В настоящий момент модели разработаны для двух работающих съемочных систем открытого доступа и двух коммерческих съемочных систем и не охватывают огромного количества остальных коммерческих спутников.

4.4. Изучение распространения взвешенных частиц, поступающих с твердым стоком реки Селенги в акваторию озера Байкал

Дельта реки Селенги выступает не только в роли биофильтра озера, но и способствует распределению твердого стока по его акватории. Поток вод реки вливается в озеро не локально, а распределяется «веером» с помощью многочисленных проток дельты. В итоге взвешенные вещества вносятся в Байкал широким фронтом, оказывая сильное влияние на характеристики воды в обширной прилегающей акватории (Ходжер, Сороковикова, 2007). Исследование

распространения потока взвеси в близлежащей акватории озера и параметров, на это влияющих, позволяет дать основу для оценки воздействия Селенги на качество воды в Байкале.

В работе И.А. Лабутиной и Г.А. Сафьянова (1980) представлена методика изучения по космическим снимкам концентрации взвешенных частиц на разных глубинах, что крайне полезно при изучении глубоководных водоемов. Как известно, солнечное излучение разных длин волн проникает в водную толщу на разную глубину, как следствие, на снимках в красном участке спектра изображаются приповерхностные слои (до глубины 5-10 м), а в зеленом – до глубины около 10-20 м в зависимости от прозрачности воды (Curran, 1988). Раздельное картографирование поверхностных и более глубоких мутьевых потоков может помочь выявить процессы, протекающие в толще вод Байкала. Методика была применена для серии снимков Landsat, так как для них имеется обширный архив данных.

Для реализации этой методики вначале значения яркости пикселов снимков были пересчитаны в значения концентрации взвеси в воде в соответствии с моделями, рассчитанными для них в красной и зеленой зоне спектра (Таблица 2.9). На пересчитанном в значения концентрации взвеси снимке в красном канале выделение границы распространения приповерхностной взвеси происходит визуально с опорой на значения концентрации. Граница выражена резким или заметным падением значений концентрации взвеси на изображении (Рисунок 4.12). Падение обусловлено тем, что взвешенные частицы оседают достаточно плавно, но при опускании их на определенную глубину, куда не проникает солнечное излучение в красном участке спектра, и, следовательно, отсутствует отражение, не формируется изображение облака взвеси.

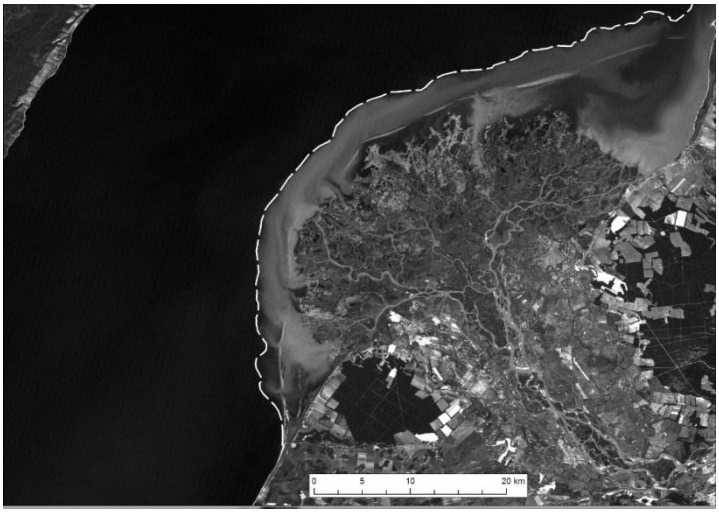


Рисунок 4.12. Граница распространения приповерхностной взвеси на преобразованном в значения мутности снимке в красном канале

Далее изображение обрезается по выделенной границе оседания взвеси и остается только часть, прилегающая к дельте. На следующем этапе вырезанная часть изображения взвеси в красном канале совмещается с изображением концентрации взвешенных частиц в зеленом канале и таким образом восстанавливается полное изображение приустьевой акватории озера. Завершается операция созданием монтажа из изображений в красном и зеленом канале.

Для анализа параметров была построена серия карт на основе данных Landsat (Рисунок 4.13). Чтобы проследить динамику мутьевых выносов в течение летнего сезона были выбраны снимки одного года с разницей между датами съемки в 2 месяца. В архиве Геологической службы США этому критерию удовлетворяют снимки только 2001 года. Снимки 2011 и 2014 годов были использованы для анализа временной динамики и современного состояния распределения твердого стока. Для анализа связи распределения облака взвеси от глубин подводной части дельты на карты был наложен слой изобат, снятый с топографических карт масштаба 1:100 000 (для области авандельты) и 1:500 000 (для глубоководной части Байкала). Одновременно на карты были добавлены слои с преобладающими постоянными течениями и направлением и силой ветра.

Воды реки Селенги имеют плотность несколько большую, чем воды озера, поэтому взвешенные наносы, выносимые рекой, при попадании в водоем довольно быстро оседают на глубину. Вначале оседают более тяжелые частицы (диаметром 0,05-0,01 мм), из которых формируется отмель перед дельтой реки (авандельта). На долю крупной взвеси приходится примерно 40% взвесей. Более мелкие частицы (мельче 0,01 мм) выносятся за бровку авандельты и попадают на глубоководную часть озера, где идет их постепенное оседание. На долю мелких частиц приходится примерно 50% твердого стока реки (Лабутина, Сафьянов, 1980).

Была выдвинута гипотеза относительно параметров, влияющих на распространение твердого стока реки в озере (Лабутина, Тарасов, 2018):

1. Объем твердого стока реки;

2. Постоянные течения;

3. Временные течения, вызванные ветровым волнением;

4. Глубины авандельты.

Объем твердого стока напрямую связан с расходом воды в реке (Алексеевский, 1998). При этом две составляющие твердого стока – взвешенные и влекомые наносы, обычно также находятся во взаимосвязи. Таким образом, по концентрации взвешенных частиц в устьях проток и по дальности распространения облака взвеси можно косвенно сделать несколько выводов о распределении твердого стока между протоками Селенги.

Снимки 26 июля и 13 августа 2001 года запечатлели ситуацию летнего паводка на реке Селенге. В первых числах октября 2001 года дневные температуры упали ниже нуля и началась зимняя межень. Снимок 17 августа 2011 года фиксирует состояние летней межени на реке, а 17 июля 2014 года – спад паводка.

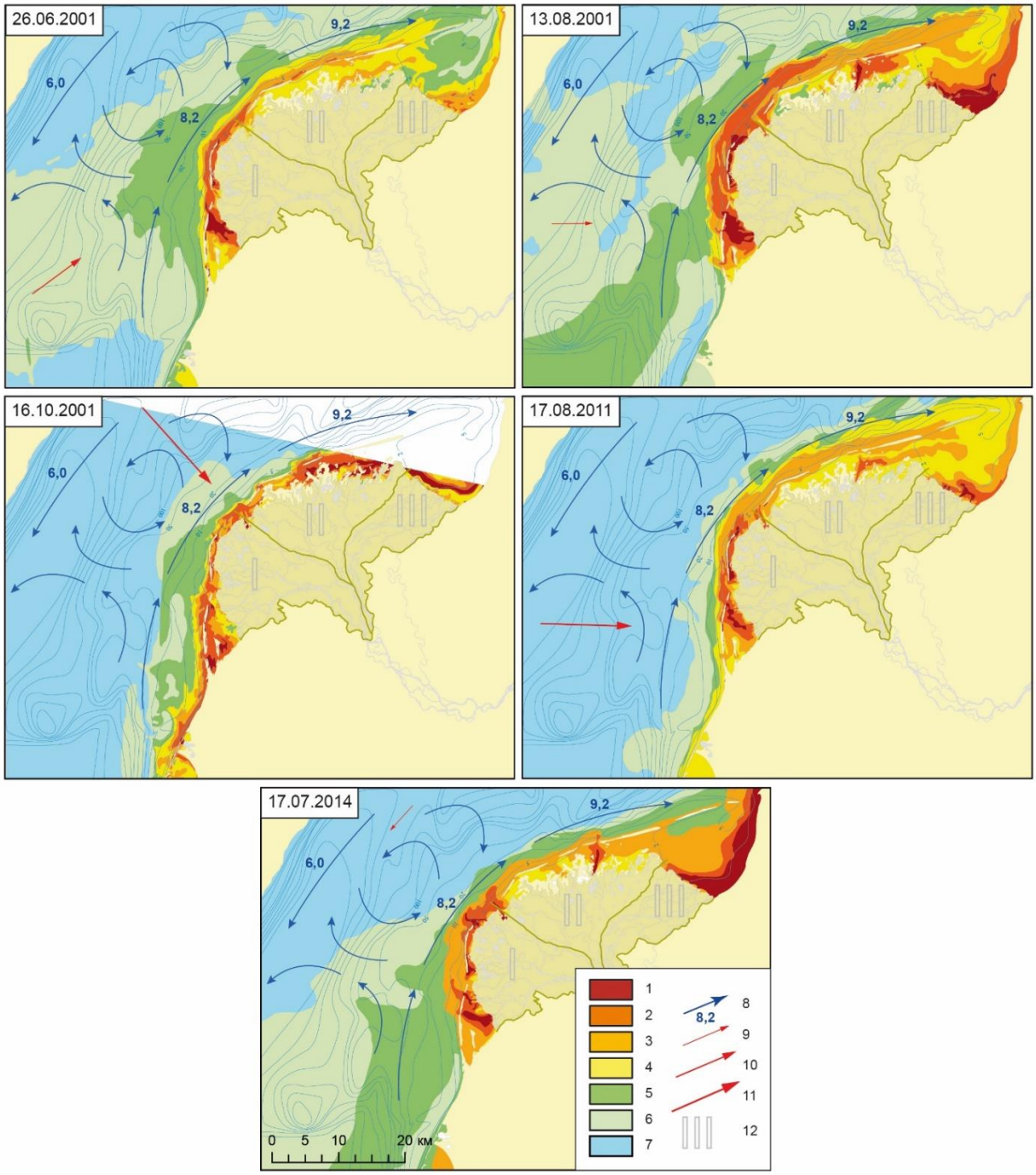


Рисунок 4.13. Распределение взвешенных наносов реки Селенги, полученное по разновременным космическим снимкам со спутников Landsat, масштаб 1:250 000

I. Концентрация взвешенных наносов в воде: а) в приповерхностном слое: 1 – очень высокая, 2 – высокая, 3 – средняя, 4 – низкая, б) на глубине: 5 – высокая, 6 – низкая, в) 7 – мутность ниже порога обнаружения; II. Течения в озере: 8 - направление и скорость постоянных течений, см/с; направление и относительная сила преобладающего приповерхностного течения, вызванного ветровым воздействием: 9 – слабое (ветер 1-4 м/с), 10 – среднее (ветер 4-8 м/с), 11 – сильное (ветер 8-10 м/с); III. Прочее: 12 – сектора дельты.

В летний сезон наибольшая концентрация взвешенного материала наблюдается в протоках Селенгинского сектора, где выделяются протоки Селенгинская, Шумиха, Игнашиха, Быстриха. Высокая концентрация взвеси здесь обусловлена двумя причинами: во-первых, объемом стока проток этого сектора, а во-вторых, барьерной ролью баров, задерживающих большую часть выносимой взвеси в мелководном заливе Сор Черкалов. Несколько ниже концентрация взвеси в устьях проток Лобановского сектора – Лобановской и Нового Перемоя. Большая часть проток Среднеустьеского сектора, за исключением протоки Казанова, выносит значительно меньше материала.

Иная картина наблюдается в октябре – относительно более высокая концентрация взвеси зафиксирована в устьях Среднеустьевского сектора. Однако, по всей вероятности, это объясняется не выносом взвеси, а взмучиванием на мелководье, образовавшемся в результате затопления части дельты при подъеме уровня Байкала.

Постоянные течения. На Байкале постоянные течения в приповерхностном слое имеют направление циркуляции против часовой стрелки (Проблемы Байкала, 1978). Вдоль западного побережья наблюдается широкое южное течение, скорость которого около 6 см/с, а вдоль восточного – северное. Его скорость составляет 8–9 см/с, а ширина вдоль обширной дельты Селенги существенно меньше южного (Атлас «Байкал», 1993).

Влияние постоянных течений на характер мутьевого облака маскируется ветровыми течениями. Однако при сопоставлении карт нетрудно видеть, что в большинстве случаев в приповерхностных слоях преобладает перемещение взвеси вдоль края дельты с юго-запада на северо-восток, то есть в соответствии с постоянным северным течением в озере. В районе мыса Облом вдольбереговое течение, огибающее дельту, формирует в заливе Провал практически постоянное перемещение водной массы против часовой стрелки, о чем свидетельствует распространение мутьевых выносов от устьев проток Лобановской и Нового Перемоя вдоль западного берега залива. Взвесь на глубине распространяется в обратном направлении на юго-запад, согласно южному течению.

Ситуация, когда распространение взвеси определяется только постоянными течениями, запечатлена 13 августа 2001 года и 17 июля 2014 года. Судя по метеорологическим данным в эти периоды ветровое течение практически отсутствовало. В первом случае в течение трех дней ветер менялся с западного – юго-западного на юго-восточный при силе 0-2 м/с), во втором случае северные и восточные ветра силой 1-4 м/с периодически сменялись западными и южными, т.е. отсутствовало продолжительное воздействие ветра одного направления.

Временные течения, вызванные ветровым волнением. О направлении и силе течения косвенно можно судить по направлению, силе и продолжительности ветра. На Байкале при сильном ветре волнение на поверхности может сформироваться в течение нескольких часов. Проявляется волнение до глубины 15-20 м (Проблемы Байкала, 1978). Волны, вызванные продолжительными ветрами (култук, верховик, баргузин) после прекращения ветра затухают в течение полусуток, а местными ветрами – через 2–3 часа. В течение года наблюдаются два максимума волнения – первый в мае-июне, второй – в осенний период (Атлас волнения…, 1977).

Для выявления наличия и силы приповерхностного течения был проведен анализ данных о направлении и силе ветра в районе дельты за трое суток, за сутки и в день съемки (ночью, утром и днем) на нескольких станциях, равномерно расположенных в южной части озера: Кабанск, Листвянка, Хужир, Байкальск (Rp5).

Влияние слабого ветрового течения на характер мутьевого облака иллюстрирует ситуация 26 июня 2001 г. В период 24–26 июня преобладали ветры с запада и юго-запада со скоростью 2-4 м/с. Это привело к формированию небольшого волнения и приповерхностного северо-восточного течения. Поскольку ветровое течение совпадает по направлению с северным постоянным течением, то на распространение взвеси в приповерхностном слое оно практически не оказывает влияния. Иная картина наблюдается на глубине, где мутьевое облако при движении, согласно постоянному южному течению, встречает северо-восточное встречное ветровое течение. Это приводит к тому, что облако взвеси быстрее теряет свою концентрацию.

В двух других случаях, 16 октября 2001 года и 17 августа 2011 года, особенности мутьевого облака связаны с большей силой ветра. В первом случае преобладали ветры с северо-запада силой 6–10 м/с, во втором наблюдались западные ветры силой 6-8 м/с. Облако приповерхностной взвеси как бы было «прижато» к дельте и распространялось в обе стороны от неё на северо-восток и на юго-запад. При этом направление распространения взвеси на глубине напрямую зависит от направления ветра. На снимке 16 октября северо-западный ветер заставляет облако взвеси двигаться вдоль берега на юго-восток, навстречу вдольбереговому течению, что приводит к образованию завихрений мутьевых потоков, отчетливо видных на картах. На снимке 17 августа западный ветер, наоборот, движет облако взвеси вдоль берега на северо-восток.

Глубины авандельты. Бары Селенгинского и Среднеустьевского секторов дельты находятся на границе двухметровых глубин, что можно оценить как границу активного накопления вещества на мелководье. В связи с формированием залива Провал, положение этой

границы в Лобановском секторе иное. Изобата двухметровой глубины здесь проходит дальше баров на севере, а на южной стороне баров окаймляет их. Как можно заметить на картах, отражающих типичное распространение взвешенных частиц (13 августа 2001 года и 17 июля 2014 года), наибольшая концентрация взвеси в приповерхностном слое находится в пределах двухметровой мелководной зоны. При выходе взвешенных частиц за границу баров, они резко начинают оседать до глубин 5-10 м. Фактически, взвеси в приповерхностном слое в Селенгинском и Среднеустьевском секторах не распространяются дальше десятиметровой изобаты, а в Лобановском – пятиметровой. При анализе распространения взвеси на глубине можно заметить, что относительно высокая концентрация взвеси наблюдется вдоль более пологого склона юго-восточного побережья Байкала.

Особенность октябрьского снимка – это концентрация взвеси в Среднеустьевском секторе дельты, хотя протоки этого сектора выносят наименьшее количество взвеси. Предположительно это может быть связано с тем, что встречное северо-западное течение вызвало подпор стока северных проток, что в свою очередь привело к взмучиванию вод на мелководье.

Анализ карт позволил подтвердить с помощью дистанционных методов уже полученные ранее с помощью классических методов закономерности, а также сделать ряд новых выводов:

1. На основании серии карт, составленных по многолетнему ряду снимков, подтверждено, что твердый сток распределяется по протокам реки Селенги неравномерно. Протоки, выносящие больше взвешенных частиц, расположены в Селенгинском и Лобановском секторах дельты, наиболее активной протокой Среднеустьевского сектора является протока Казанова. Распределение твердого стока по протокам реки Селенги не зависит от сезона.

2. Подтверждена гипотеза, что на распространение твердого стока влияет ряд факторов, основные из которых - это энергия потока, выносящего твердые частицы, постоянные течения, временные ветровые волнения и глубина авандельты.

3. Подтверждено, что при спокойных погодных условиях движение взвешенных частиц подчиняется постоянным течениям, которые сформировались в озере. Взвешенные частицы в приповерхностном слое перемещаются на северо-восток, в то время как взвеси, уже опустившиеся на глубину, подхватываются противоположным юго-западным течением.

4. Установлено, что наибольшее влияние на распространение твердого стока оказывают временные волнения, вызванные сильными ветрами, которые могут кардинально поменять картину распространения взвешенных частиц на разных глубинах. По картам хорошо видно, как при слабом воздействии ветра затрагиваются в основном приповерхностные слои, в

то время как сильные ветры способствуют волнениям, влияющим и на более глубокие толщи воды. Направление ветра определяет направление распространения взвеси.

5. Проиллюстрировано, что распространение твердого стока связано с глубинами авандельты. Наибольшая концентрация взвешенных частиц наблюдается на глубинах до 2-5 метров, при отсутствии выраженного ветрового волнения до 10 м.

Зафиксированные по снимкам направления распространения взвешенных наносов реки Селенги для 2001 и 2014 годов полностью совпадают с теми, что были получены в 1976 и 1982 годах (Лабутина, Сафьянов, 1980; Атлас…, 1982). Следовательно, характер распространения взвешенных наносов реки Селенги при спокойных погодных условиях сохраняется как минимум на протяжении последних сорока лет.

Дистанционные методы позволили количественно оценить распространение взвеси в прилегающей к дельте акватории озера. В таблице 4.7 даны площади распространения вод с различной концентрацией взвеси в придельтовой акватории озера.

Таблица 4.7. Площади распространения взвешенных частиц в акватории озера Байкал

КВЧ, мг/л	Площадь распространения, км^2				
	26.06.2001	**13.08.2001**	**16.10.2001**	**17.08.11**	**17.07.14**
>60	10	50			
41-60	140	320			
21-40	230	140	190	260	130
5-20	1540	1240	420	550	1210
Итого	1920	1750	610	810	1340
Общая площадь участка исследуемой акватории - 2400 км^2					
Объем стока, м^3/с	980	1920	640	770	1280

Относительная площадь распространения взвеси высокой концентрации напрямую связана с объемом стока: чем он выше, тем площадь больше. Для площади распространения взвеси небольшой концентрации такой закономерности не наблюдается, что скорее всего связано с параметрами временных течений, вызываемых ветрами. При определенных обстоятельствах, когда значительный объем стока и ветер отсутствует или дует со стороны дельты, мутьевые выносы распространяются практически на всю прилегающую к дельте акваторию озера (80% прилегающей акватории для 26 июня 2001 года).

Профили мутности, построенные от края дельты вглубь озера (Рисунок 4.14, приложение 15), показывают, что практически вся концентрация мутности резко падает в пределах первых 5 км от дельты, в зависимости от стока наносов. Дальше линия мутности практически становится прямой и не изменяется при возрастании глубины. Следовательно, облако взвеси самых тонких фракций опускается на некоторую глубину, куда слабо проникают лучи зеленого участка спектра, и дрейфует в толще воды, очень медленно опускаясь на дно (Рисунок 4.15).

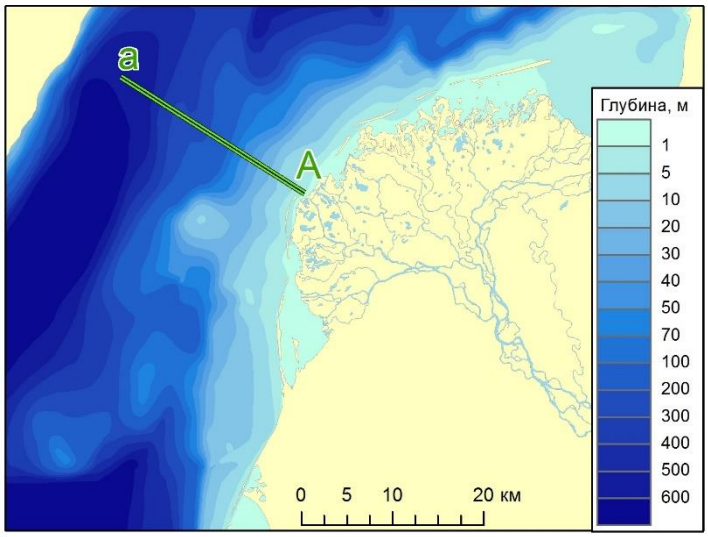


Рисунок 4.14. Положение профиля мутности

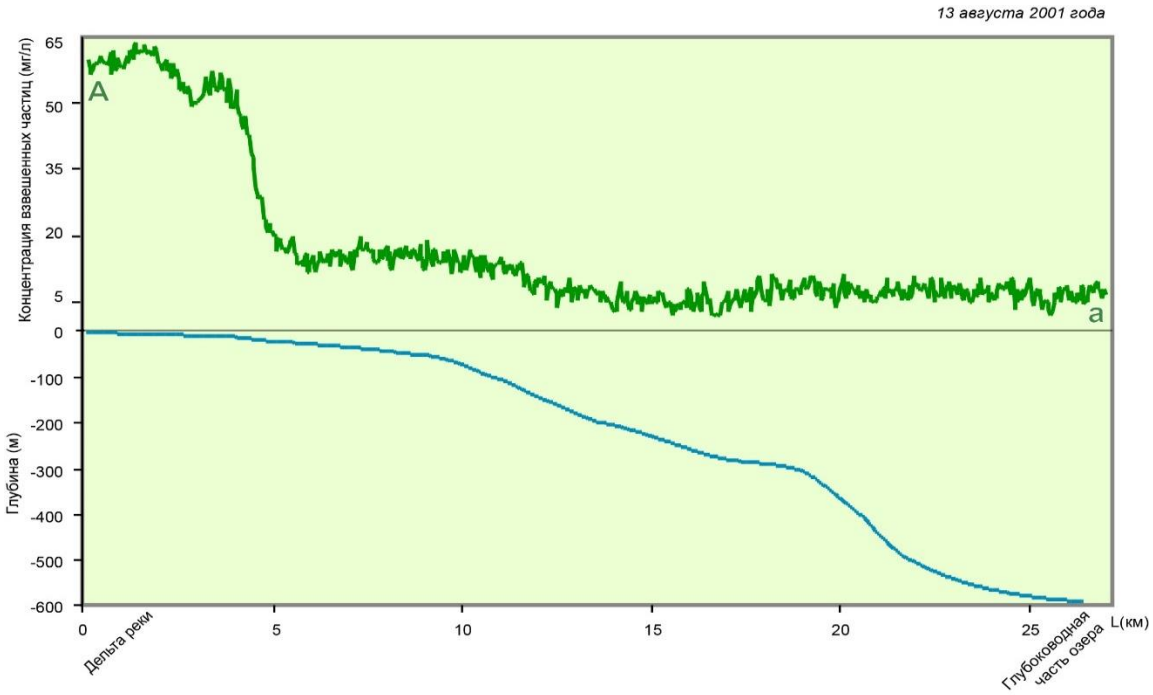


Рисунок 4.15. Пример профиля мутности по линии А-а, 13.08.2001

Карта, созданная по мозаике снимков Landsat5/TM на 23 августа 2010 года (Рисунок 2.16), даёт общую картину влияния реки на акваторию озера. Снимки сделаны при спокойных погодных условиях и среднем уровне расхода воды (1500 $м^3$/сек). Облако взвеси от реки Селенги распространилось на расстояние 100 км от дельты. Концентрация взвеси выше 1 мг/л наблюдается как минимум на 20% площади всего озера, в то время как незначительное повышение мутности до 1 мг/л наблюдается на 70% акватории, что в первую очередь связано с влиянием твердого стока реки Селенги.

Выводы

Дистанционные методы могут эффективно применяться для изучения процессов, происходящих в дельте реки Селенги. Карты, составленные на основе моделирования по данным дистанционного зондирования, позволяют получить количественные характеристики явлений, которые в полевых условиях посчитать крайне сложно, или даже невозможно: баланса взвешенных наносов и тяжелых металлов дельты реки Селенги, доли отдельных компонентов в этом балансе, в том числе биофильтрующей функции водной растительности, площадь распространения взвесей высокой концентрации на акватории озера Байкал.

Расчет баланса наносов с привлечением данных о концентрации взвесей за 1989-2015 гг., полученных по 82 снимкам со спутников Landsat, позволил впервые получить количественные данные о взаимосвязи эрозионно-аккумулятивных процессов с расходом воды в дельте реки Селенги. Была определена граница значений расхода воды, ниже которой происходит исключительно эрозия в дельте (1500 $м^3/с$). Путем анализа космических снимков было показано, что при расходах воды более 1500 $м^3/с$ наблюдается только аккумуляция наносов в дельте, что связано с затоплением поймы при выходе воды из русел проток. По данным анализа, в дельте в среднем аккумулируется около 30% взвешенных наносов, при этом из рассмотренных ситуаций аккумуляция преобладала в 80% случаев.

Разработанная методика оценки баланса взвешенных наносов была применена для оценки баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги. Согласно предположению о дискретности процессов прохождения вещества в дельте, в общем балансе тяжелых металлов были выделены русловая и пойменная составляющие, а также аккумуляция в водной растительности. Расчет всех параметров, кроме водной растительности, основан на расходе взвешенных наносов. Аккумуляция в водной растительности была рассчитана на основе полевых данных о концентрации тяжелых металлов в ней и площади её распространения в дельте. Из десяти исследуемых металлов только для четырех (Mg, Al, Ti, Tl) получились хорошие результаты расчета баланса. В среднем для них показатель аккумуляции в дельте составил 43% от поступающего объема, из которых 73% приходится на русловую составляющую, 23% на пойменную и 3% на долю водной растительности. Методика интегральной оценки баланса тяжелых металлов имеет высокий потенциал применения, поскольку входными параметрами для расчета являются только космические снимки и информация о расходах воды в вершине дельты, полевые данные не требуются. Одновременно в главе были представлены допущения, которые имеет методика, и предложены исследования, которые необходимо провести для повышения её достоверности.

Анализ направлений перемещения облака взвеси подтвердил ранее полученные в теории и инструментальными методами закономерности. Используя модели расчета абсолютных значений концентрации взвеси в воде, стало возможно оценить не только качественные, но и количественные параметры облака взвеси, например, площадь распространения взвеси с высокой концентрацией и с низкой. Было выявлено, что при спокойных погодных условиях маршрут облака взвеси постоянен и определяется постоянными течениями, при этом площадь распространения (до 70% акватории Байкала) зависит от объема твердого стока. Наибольшее влияние на характер распространения взвеси оказывают временные течения, вызванные сильными или постоянными ветровыми волнениями.

Разработанные методики картографической оценки баланса взвешенных наносов и сопутствующих им поллютантов могут быть применены для других дельт рек мира и участков разветвленного русла. Для этого требуется как минимум один полевой сезон сбора информации о концентрации взвешенных частиц в воде, и при широком развитии водной растительности – информации о преобладающих видах, их местообитаниях и концентрации загрязняющих веществ в них.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенная работа позволила сформулировать следующие выводы:

1. К настоящему времени накоплен обширный мировой опыт картографирования концентрации взвешенных частиц в воде и водной растительности дельт рек по данным дистанционного зондирования Земли. Однако, несмотря на высокую актуальность проблемы перемещения вещества на участках геохимических барьеров, нет разработанных методик картографической оценки баланса наносов и сопутствующих им поллютантов в таких системах в целом и в дельте р. Селенги в частности.

2. На основе проведенных полевых исследований, для р. Селенги были разработаны модели перехода от яркостных параметров снимков к значениям концентрации взвешенных частиц в воде для следующих съемочных систем: Landsat5/TM, Landsat7/ETM+, Landsat8/OLI, UK-DMC2/SLIM-6-22, Sentinel 2/MSI, SPOT6/NAOMI, ULM/Headwall.

3. Картографирование водной растительности, особенно погруженных в воду видов, необходимо проводить с учетом многолетней динамики мутности воды и глубины погружения растений. Карта водной растительности, созданная на основе дешифрирования снимка Sentinel 2/MSI и карты режимов мутности воды, позволила выделить не только видимые контуры водной растительности, но и оценить ее вероятные местообитания. Занимаемая ей совокупная площадь в дельте реки Селенги оказалась до 4 раз больше, чем было ранее известно.

4. На основе разработанной методики картографирования концентрации взвешенных частиц в воде впервые оценен многолетний баланс взвешенных наносов в дельте. Установлено, что при расходах воды в вершине дельты выше 1500 м³/с однозначно преобладают процессы аккумуляции над процессами эрозии, что связано с выходом воды из русел проток на пойму. Для составленных 82 карт концентрации взвешенных наносов за 1989-2015 гг. аккумуляция преобладала в 80% случаев. В среднем дельта аккумулирует около 30% взвешенных наносов, при этом русловая и пойменная составляющие баланса вносят равный вклад.

5. Разработанная интегральная методика оценки баланса тяжелых металлов в дельте реки Селенги позволила впервые приблизиться к комплексному пониманию вклада аккумуляции в русловых и пойменных отложениях и в водной растительности в процесс фильтрации тяжелых металлов. Методика позволяет оценить баланс тяжелых металлов для конкретной даты съемки, используя в качестве источников данных только космический снимок и информацию о расходе воды в вершине дельты, без привлечения полевых данных.

6. С помощью картографического метода исследования возможно эффективно изучать факторы, влияющие на распространение твердого стока р. Селенги по акватории оз. Байкал. Установлено, что наибольшее влияние на путь распространения облака взвеси от реки влияет сильное ветровое волнение, однако при спокойных погодных условиях твердый сток распространяется согласно сформированным в озере постоянным течениям. Площадь распространения определяется объемом стока реки и может затрагивать до 70% акватории озера.

Список литературы

1. Азовский М.Г., Чепинога В.В. Высшие водные растения озера Байкал. Иркутский государственный университет, 2007. 157 с.

2. Атлас «Дешифрирование многозональных аэрокосмических снимков. Методика и результаты»; М.: Наука, 1982. 83 с.

3. Балдина Е.А., Лабутина И.А. Аэрокосмические исследования и картографирование в дельте Волги // Вестник Московского университета. Серия 5. География, 2011. №2. С. 78-84.

4. Бартаева А.А. Динамика продуктивности водных и водно-болотных фитоценозов дельты р. Селенги // Проблемы экологии Прибайкалья: тез. докл. всесоюзн. конф. – Иркутск: Вост.-Сиб. правда, 1988. Ч.2. С. 81.

5. Белавская А.П. Водные растения России и сопредельных государств (прежде входивших в СССР). СПб.: БИН, 1994. 62 с.

6. Белозёрова Е.В., Чалов С.Р. Определение мутности речных вод оптическими методами // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География, 2013. № 6. С. 39-45.

7. Беляев В.И., Дорогунцов С.И., Совга Е.Е., Николаенко Т.С. Оценка уровня антропогенных нагрузок на прибрежные зоны и экотоны Черноморского побережья Украины // Морской гидрофизический журнал, 2001. №1. С. 55-63.

8. Богоявленский Б.А. Моделирование природы озерного края Селенгинской дельты, ее динамика и прогноз развития. История развития речных долин и проблемы мелиорации земель. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1979. С. 105-128.

9. Власова Л.К. Речные наносы бассейна озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО АН СССР, 1983. 130 с.

10. Гармаев Е.Ж., Христофоров А.В. Водные ресурсы рек бассейна озера Байкал: основы их использования и охраны. Новосибирск: Гео, 2010. 227 с.

11. Герасимова М.И., Касимов Н.С., Горбунова И.А., Богданова М.Д., Рябова Н.В., Лычагин М.Ю. Ландшафтно-геохимическое районирование бассейна Селенги // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География, 2014. № 6. С. 66–72.

12. Гербова В.Г. К стратиграфии четвертичных образований в дельте р. Селенги // Тр. ГИН АН СССР, 1959. Вып. 32. С. 79–96.

13. Гришанин К.В. Теория руслового процесса. М.: Транспорт, 1972. 216 с.

14. Гурьева З.Н., Петров К.М., Шарков В.В. Аэрофотометоды геолого-геоморфологического исследования внутреннего шельфа и берегов морей: Атлас аннотированных аэрофотоснимков. Изд-во Недра. Ленингр. отд-ние, 1976. 227 с.

15. Дельта реки Селенги – естественный биофильтр и индикатор состояния озера Байкал // Под ред. А.К. Тулохонова, А.М. Плюснина. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008. 314 с.

16. Елисеева И.И., Юзбашев М.М. Общая теория статистики. – М.: Финансы и статистика, 2004. 656 с.

17. Журавлев В.Е. Территориальное деление на селения птиц дельты Селенги // 4-я межвуз. конф. молодых ученых: Тез. докл. Ч.2. Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 1989. С. 57.

18. Иванов В.В., Коротаев В.Н., Лабутина И.А. Морфология и динамика дельты р. Селенги // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География, 2007. № 4. С. 48-54.

19. Иванов А.Н., Орлова П.Д. Береговые геосистемы острова Беринга (Командорский архипелаг) // Известия Русского географического общества, 2014. Т. 145, № 13. С. 20–29.

20. Ильичева Е.А. Внутредельтовое распределение стока реки Селенги // Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География, 2017. №4. С. 64-73.

21. Ильичёва Е.А., Гагаринова О.В., Павлов М.В. Гидролого-геоморфологический анализ формирования ландшафтов дельты реки Селенги // География и природные ресурсы, 2015. №3. С. 85-93.

22. Ильичева Е.А., Корытный Л.М., Павлов М.В. Русловая сеть дельты р. Селенги на современном этапе // Вестник Томского государственного университета, 2014. №380. С. 190-194.

23. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Лычагин М.Ю., Чалов С.Р., Алексеенко А.А., Базилова В.О., Бешенцев А.Н., Богданова М.Д., Гармаев Е.Ж., Герасимова М.И., Голованов Д.Л., Головлев П.П., Гончаров А.В., Горбунова И.А., Гречушникова М.Г., Гунин П.Д., Доржготов Д., Ефимов В.А., Ефимова Л.Е., Завадский А.С., Ильичева Е.А., Марьинский В.В., Морейдо В.М., Павлов М.В., Пашкина М.П., Романченко А.О., Рыжов А.В., Рябова Н.В., Сазонов А.А., Салтыкова Е.А., Шальнова (Сорокина) О.И., Тарасов М.К., Тимофеев И.В., Чернов А.В., Шинкарева Г.Л., Jarsjo J., Karthe D., Pietron J., Thorslund J. Эколого-географический атлас-монография «Селенга-Байкал» / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Географический факультет МГУ, 2019. 288 с.

24. Касимов Н.С., Лычагин М.Ю., Чалов С.Р., Шинкарева Г.Л., Тарасов М.К. Потоки тяжелых металлов в бассейне р. Селенги // Геохимия ландшафтов. К 100-летию со дня рождения Александра Ильича Перельмана / Под ред. Н.С. Касимова, А.Н. Геннадиева. АПР Москва, 2017. С. 402–430.

25. Книжников Ю.Ф., Кравцова В.И., Тутубалина О.В. Аэрокосмические методы географических исследований. М: Academia, 2004. 333 с.

26. Константинов А.С. Общая гидробиология. 4-е изд. М.: Высшая школа, 1986. 472 с.

27. Корытный Л.М., Ильичёва Е.А., Павлов М.В., Амосова И.Ю. Гидролого-морфологический подход к районированию дельты реки Селенги // География и природные ресурсы, 2012. № 3. С. 47–54.

28. Кухаренко Б.Г. Алгоритмы анализа компонент гиперспектральных изображений // Приложение к журналу «Информационные технологии», 2013. №6. 32 с.

29. Лабутина И.А., Балдина Е.А. Мониторинг распространения лотоса в дельте Волги // Вестник Московского университета. Серия 5. География, 2009. №4. С. 27-33.

30. Лабутина И.А., Сафьянов Г.А. Исследования распространения твердого стока рек по аэрокосмическим снимкам на примере Кодори и Селенги // Космическая съемка и тематическое картографирование. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. С. 118-125.

31. Лабутина И.А., Сафьянов Г.А., Шарлай Т.Г. Исследование распространения взвесей в море по многозональным аэрофотоснимкам // Доклады АН СССР, 1976. Том 230. № 2.

32. Лабутина И.А., Тарасов М.К. Изучение распространения твердого стока реки Селенги по космическим снимкам // География и природные ресурсы, 2018. № 1. С. 66-72.

33. Лаврова О.Ю., Митягина М.И., Костяной А.Г. Исследование влияния динамических и циркуляционных процессов на распространение антропогенных и биогенных загрязнений морской поверхности на основе комплексного использования спутниковой информации // Проблемы постсоветского пространства, 2015. №.4. С. 29-52.

34. Логачев Н.А., Абрамова Т.К. Некоторые особенности геологии кайнозойских отложений юго-восточной части Иркутского амфитеатра // Тр. Вост.-Сиб. филиала АН СССР, 1958. Вып. 14. С. 114–128.

35. Лычагин М.Ю., Касимов Н.С., Курьякова А.Н., Крооненберг С.Б. Геохимические особенности аквальных ландшафтов дельты Волги // Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2011. №1. С. 100-113.

36. Малышева Н.В. Автоматизированное дешифрирование аэрокосмических изображений лесных насаждений. М., 2012. 154 с.

37. Михайлов В.Н. Гидрология устьев рек. М.: Издательство МГУ, 1998. 176 с.

38. Перельман А.И. Геохимия. 2-е изд. М.: Высш. школа, 1989. 528 с.

39. Петров К.М. Методика ландшафтного исследования береговой зоны моря. М: Морские подводные исследования, 1969. С. 136-148.

40. Потемкина Т.Г. Гидролого-морфологическое районирование устьевой области р. Селенги // Водные ресурсы, 2004. Т. 31. № 1. С. 15–20.

41. Потемкина Т.Г., Фиалков В.А. Баланс наносов в дельте Селенги и их распространение в Байкале // Водные ресурсы, 1993. Т. 20. № 6. С. 689–692.

42. Распопов И.М., Белова М.А. Роль макрофитов в круговороте фосфора в Ладожском озере // Элементы круговорота фосфора в водоемах. Ленинград: Наука, 1987. С. 80-90.

43. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Гидроботаника. Прибрежно-водная растительность. Учебное пособие для вузов. М.: Академия, 2005. 240 с.

44. Салищев К.А. Картография: Учебник для географических специальностей ун-тов, 3-е изд. М.: Высш. школа, 1982. 271 с.

45. Смолянинов И.И., Рябухова Е.В. Круговорот вещества в природе. – Киев, 1971.

46. Суворов Е.Г., Антипов А.Н., Семенов Ю.М., Башалханова Л.Б., Выркин В.Б., Гагаринова О.В., Дуденко С.В., Заборцева Т.И., Кириченко А.В., Лысанова Г.И., Мартьянова Г.Н. Экологически ориентированное планирование землепользования в Байкальском регионе. Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2002. 103 с.

47. Сухачева Л.Л. Исследование аэрокосмическими методами полей взвешенных веществ в море: автореферат дис. ... канд. географич. наук: 11.00.08 / Санкт-Петербургский гос. океанографич. ин-т., Москва, 1995. 22 с.

48. Сухачева Л.Л., Орлова М.И. О применении результатов спутниковых наблюдений восточной части Финского залива для оценки воздействия естественных и антропогенных факторов на состояние акватории и биотических компонентов экосистемы // Региональная экология, 2014. №1-2. С. 62-76.

49. Тарасов М.К., Тутубалина О.В. Методика определения мутности воды в р. Селенге и прилегающей акватории оз. Байкал по данным дистанционного зондирования // Исследования Земли из Космоса, 2018. № 1. С. 60-71.

50. Ташлыкова Н.А., Куклин А.П., Базарова Б.Б. Первичная продукция фитопланктона, эпифитных водорослей и высших водных растений в протоках дельты реки Селенги // Вестник Красноярского государственного аграрного университета, 2009. №9. С. 106-111.

51. Тимошкин О.А. Озеро Байкал: разнообразие фауны, проблемы ее несмешиваемости и происхождения, экология и «экзотические» сообщества // Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна, 2001. Т. 1. С. 16-113.

52. Тутубалина О.В., Зимин М.В., Голубева Е.И., Тарасов М.К., Михеева А.И., Еремкина П.Г., Аляутдинов А.Р., Самсонов Т.Е. Опыт создания спектральной библиотеки водной и наземной растительности ключевых участков дельты р. Селенга // Экология. Экономика. Информатика, 2015. С. 92-102.

53. Фролова Н.Л., Белякова П.А., Григорьев В.Ю., Сазонов А.А., Зотов Л.В. Многолетние колебания стока рек в бассейне Селенги // Водные ресурсы, 2017. Т. 44. №3. С. 243-255.

54. Ходжер Т.В., Сороковикова Л.М. Оценка поступления растворимых веществ из атмосферы и с речным стоком в озеро Байкал // География и природные ресурсы, 2007. №3. С. 185-191.

55. Чабан Л.Н. Автоматизированная обработка аэрокосмической информации для картографирования геопространственных данных. Учебное пособие. М.: МИИГАиК, 2013. 96 с.

56. Чалов С.Р. Оценка мутности речных вод по космическим снимкам. Двадцать четвертое пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. Барнаул, 2009. С. 218-220.

57. Чалов С.Р., Базилова В.О., Тарасов М.К. Баланс взвешенных наносов в дельте Селенги в конце XX-начале XXI века: моделирование по данным снимков Landsat // Водные ресурсы, 2017. Т. 44. №3. С. 1-8.

58. Чалов С.Р., Белозерова Е.В., Гладкова М.В. Мониторинг мутности поверхностных вод с помощью методов дистанционного зондирования // Ресурсы и качество вод суши: оценка, прогноз и управление, 2012. С. 260−273.

59. Чебыкин Е.П., Гольдберг Е.Л., Куликова Н.С. Элементный состав взвешенного вещества поверхностных вод озера Байкал в зоне влияния реки Селенга // Геология и геофизика, 2010. Т. 51. №.10. С. 1443-1451.

60. Чепинога В.В. Флора и растительность водоемов Байкальской Сибири. Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, 2015. 468 с.

61. Шинкарева Г.Л. Геохимия тяжелых металлов и металлоидов в компонентах аквальных ландшафтов бассейна р. Селенги: дисс. … канд. геогр. наук: 25.00.23 / Шинкарева Галина Леонидовна, 2018. 178 с.

62. Экологический атлас бассейна озера Байкал. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2015. – 145 с.

63. Экология растительности дельты реки Селенги. Новосибирск: Наука, 1981. 274 с.

64. Ackleson S.G., Klemas V. Remote sensing of submerged aquatic vegetation in lower Chesapeake bay: A comparison of Landsat MSS to TM imagery // Remote Sensing of Environment, 1987. Vol. 22. P. 235–248.

65. ACOLITE Python User Manual [Электронный ресурс]. https://odnature.naturalsciences.be/downloads/remsem/acolite/acolite_manual_20180925.0.pdf.

66. Adam E., Mutanga O., Rugege D. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review // Wetlands Ecology and Management, 2010.

18 №3. P. 281-296.

67. Ajao E.A., Anurigwo S. Land-based sources of pollution in the Niger Delta, Nigeria // Ambio, 2002. P. 442-445.

68. Akhtman Y., Constantin D., Rehak M., Nouchi V., Shinkareva G., Bouffard D., Pasche N., Chalov S., Lemmin U., Merminod B. Teledetection multi-echelle des lacs depuis un aeronefultraleger motorise // Geomatique Suisse, 2014. 9. P. 395–398.

69. Anderson R.R. Spectral reflectance characteristics and automated data reduction techniques which identify wetland and water quality conditions in the Chesapeake Bay (Usability of multispectral, high altitude, remotely sensed data to analyze ecological and hydrological conditions in estuarine environments) // 3rd Ann. Earth Resources Program Rev, 1970. P. 1-29.

70. Armstrong R. Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation // International Journal of Remote Sensing, 1993. 14 №3. P. 621–627.

71. Aynbund M.M., Davtyan N.A., Sudolsky A.S., Fialkov V.A. Research of rivers mouths dynamics and delta sites of water reservoirs on the example of the Selenga River and the lake Baikal // Proc. IV Vsesoyuz. hydr. congress. Vol. 5 Hydrology of lakes, reservoirs and mouths of the rivers, 1975. P. 356-365.

72. Becker B., Lusch D., Qi J. Identifying optimal spectral bands from in situ measurements of Great Lakes coastal wetlands using second-derivative analysis // Remote Sensing of Environment, 2005. 97 №2. P. 238-248.

73. Berberoglu S., Lloyd C., Atkinson P., Curran P. The integration of spectral and textural information using neural networks for land cover mapping in the Mediterranean // Computers & Geosciences, 2000. 26 №4. P. 385-396.

74. Bernstein L.S., Jin X., Gregor B., Adler-Golden S.M. Quick atmospheric correction code: algorithm description and recent upgrades // Optical engineering, 2012. 51 №11. P. 111719 (1-11).

75. Buschmann J., Berg M., Stegel C., Sampson M. Arsenic and manganese contamination of drinking water resources in Cambodia: coincidence of risk areas with low relief topography // Environ. Sci. Technol., 2007. 41 №7. P. 2146–2152.

76. Carlson P. Mapping surface current flow in turbid near-shore waters of the northeast Pasific // Geol. Surv. Profess. Pap., 1976. № 929. P. 328-329.

77. Claverie M., Vermote E.F., Franch B., Masek J.G. Evaluation of the Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM+ surface reflectance products // Remote Sensing of Environment, 2015. 169. P. 390-403.

78. Chalov S.R., Jarsjö J., Kasimov N., Romanchenko A., Pietron J., Thorslund J., Belozerova E. Spatio-temporal variation of sediment transport in the Selenga River Basin, Mongolia and Russia // Environ. Earth Sci., 2015. 72 №2. P. 663-680.

79. Chalov S., Thorslund J., Kasimo, N., Aybullatov D., Ilyicheva E., Karthe D., Kositsky A., Lychagin M., Nittrouer J., Pavlov M., Pietron J., Shinkareva G., Tarasov M., Garmaev E., Akhtman Y., Jarsjo E. The Selenga River delta: a geochemical barrier protecting Lake Baikal waters // Regional Environmental Change, 2016. P.1-15.

80. Chalov S., Bazilova V., Tarasov M. Modelling suspended sediment distribution in the Selenga River Delta using Landsat data // Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences. Proc. IAHS, 2017. 375. P. 19-22.

81. Chatterjee M., Massolo S., Sarkar S.K., Bhattacharya A.K., Bhattacharya B.D., Satpathy K.K., Saha S. An assessment of trace element contamination in intertidal sediment cores of Sunderban mangrove wetland, India for evaluating sediment quality guidelines // Environ. Monit. Assess., 2009. 150 №1–4. P. 307–322.

82. Chavez Jr. Image-based atmospheric corrections — revisited and revised // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1996. 62 №9. P. 1025-1036.

83. Chepinoga V., Bergmeier E., Rosbakh S., Fleckenstein K. Classification of aquatic vegetation (Potametea) in Baikal Siberia, Russia, and its diversity in a northern Eurasian context // Phytocoenologia, 2013. 43 №1-2. P. 127-167.

84. Coeurdevey L., Soubirane J. SPOT 6 & SPOT 7 Imagery User Guide // Astrium Services. 2013. P. 101-103.

85. Congalton R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data // Remote Sensing of Environment, 1991. 37. P. 35-46.

86. Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation [Электронный ресурс] (https://media.readthedocs.org/pdf/semiautomaticclassificationmanual-v3/latest/semiautomaticclassificationmanual-v3.pdf).

87. Cubero-Castan M., Constantin D., Barbieux K., Nouchi V., Akhtman Y., Merminod B. A new smoothness based strategy for semi-supervised atmospheric correction: application to the Léman-Baïkal campaign // 7th Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing, EPFL-CONF, 2015.

88. Dierssen H., Zimmerman R. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery // Limnology and Oceanography, 2003. 48 №1. P. 444–455.

89. Dong T.Y., Nittrouer J.A., Il'icheva E., Pavlov M., McElroy B., Czapiga M.J., Ma H., Parker G. Controls on gravel termination in seven distributary channels of the Selenga River Delta, Baikal Rift basin, Russia // Bulletin, 2016. №128 (7-8). P. 1297-1312.

90. Doxaran D., Froidefond J.-M., Lavender S., Castaing P. Spectral signature of highly turbid waters. Application with SPOT data to quantify suspended sediment matter concentrations // Remote sensing of Environment, 2002. №81. P. 149-161.

91. Edwards R., Brown M. An aerial photographicmethod for studying the distribution of aquatic macrophytes in shallow waters // Journal of Ecology, 1960. №48. P. 161–163.

92. Eleveld M.A., Pasterkamp R., Woerd H.J., Pietrzak J.D. Remotely sensed seasonality in the spatial distribution of sea-surface suspended particulate matter in the southern North Sea // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008. 80. №1. P. 103-113.

93. Everitt J., Yang C., Deloach C. Comparison of Quickbird and SPOT 5 Satellite Imagery for Mapping Giant Reed // Journal of Aquatic Plant Management, 2008. 46. P. 77-82.

94. Forget P., Ouillon S. Surface suspended matter off the Rhone river mouth from visible satellite imagery // Oceanologica, 1998. 21. №6. P. 739-749.

95. Froidefond J.M., Lahet F., Hu C., Doxaran D., Guiral D., Prost M.T., Ternon J.F. Mudflats and mud suspension observed from satellite data in French Guiana // Marine Geology, 2004. №208. P. 153-168.

96. Fyfe S. Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrass species spectrally distinct? // Limnology and Oceanography, 2003. №48. P. 464-479.

97. Gidley S.L. Using High Resolution Satellite Imagery to Map Aquatic Macrophytes on Multiple Lakes in Northern Indiana (Doctoral dissertation, faculty of the University Graduate School in partial fulfillment of the requirements for the degree Master of Science in the Department of Geography, Indiana University), 2009. 77 p.

98. Gilmore M.S., Wilson E.H., Barrett N., Civco D.L., Prisloe S., Hurd J.D., Chadwick C. Integrating multi-temporal spectral and structural information to map wetland vegetation in a lower Connecticut River tidal marsh // Remote Sensing of Environment, 2008. 112. №11. P. 4048-4060.

99. Govender M., Chetty K., Bulcock H. A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water resource studies // Water SA, 2007. 33. №2. P. 145-152.

100. Güttler F., Niculescu S., Gohin F. Turbidity retrieval and monitoring of Danube Delta waters using multi-sensor optical remote sensing data: An integrated view from the delta plain lakes to the western–northwestern Black Sea coastal zone // Remote Sensing of Environment, 2013. №132. P. 86-101.

101. Hadjimitsis D.G., Clayton C.R.I., Hope V.S. An assessment of the effectiveness of atmospheric correction algorithms through the remote sensing of some reservoirs // International Journal of Remote Sensing, 2004. №25. P. 3651–3674.

102. Han L. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters // Photogrammetric engineering & Remote sensing, 1997. 63. №6. P. 701-705.

103. Han L., Rundquist D. The spectral responses of Ceratophyllum demersum at varying depths in an experimental tank // International Journal of Remote Sensing, 2003. 24. №4. P. 859–864.

104. Hays W.L. Statistics (4th ed.) New York: Holt, Rinehart & Winston, 1988. 1002 p.

105. Härmä P., Vepsäläinen J., Hannonen T., Pyhälahti T., Kämäri J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S. Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland // Science of the Total Environment, 2001. 268. №1. P. 107-121.

106. Heim B., Oberhaensli H., Fietz S., Kaufmann H. Variation in Lake Baikal's phytoplankton distribution and fluvial input assessed by SeaWiFS satellite data // Global and planetary change, 2005. №46. P. 9-27.

107. Hellweger F. L., Schlosser P., Lall U., Weissel J. K. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004. 61. №3. P. 437-448.

108. Hestir E., Khanna S., Andrew M., Santos M., Viers J., Greenberg J., Rajapakse S., Ustin S. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem // Remote Sensing of Environment, 2008. 112. №11. P. 4034-4047.

109. Ilyicheva E.I., Gagarinova O.V., Pavlov M.V. Hydrologo-geomorphological analysis of landscape formation within the selenga river delta // Geography and Natural Resources, 2015. 36. №3. P. 263-270.

110. Jakubauskas M., Kindscher K., Fraser A., Debinski D., Price K.P. Close-range remote sensing of aquatic macrophyte vegetation cover // International Journal of Remote Sensing, 2000. 21. №18. P. 3533-3538.

111. Jensen J.R., Hodgeson M., Christensen E. Remote Sensing Inland Wetlands: a Multispectral Approach // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1986. 52. №1. P. 87-100.

112. Jensen J.R., Narumalani S., Mackey H.E. Measurement of seasonal and yearly cattail and waterlily changes using multidate SPOT panchromatic data // Photogrammetric engineering and remote sensing, 1993. 59. №4. P. 519-525.

113. Junk W. The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System // Ecological Studies, 1997. 126. P. 3-20.

114. Kasimov N., Kosheleva N., Gunin P., Korlyakov I., Sorokina O., Timofeev I. State of the environment of urban and mining areas in the selenga transboundary river basin (Mongolia Russia) // Environmental Earth Sciences, 2016. 75 №1283. P. 1–20.

115. Lane C.R., Anenkhonov O., Liu H., Autrey B.C., Chepinoga V. Classification and inventory of freshwater wetlands and aquatic habitats in the Selenga River Delta of Lake Baikal, Russia, using high-resolution satellite imagery // Wetlands Ecology and Management, 2015. 23. №2. P. 195-214.

116. Lane C.R., Liu H., Autrey B.C., Anenkhonov O., Chepinoga V., Wu Q. Improved wetland classification using eight-band high resolution satellite imagery and a hybrid approach // Remote sensing, 2014. 6. №12. P. 12187-12216.

117. Lavender S., Cherukuru N., Doxaran D. High Spatial Resolution Remote Sensing of the Plymouth Coastal Waters // Proc. of the 2nd CHRIS/Proba Workshop, 2001. P. 438-442.

118. Li L., Ustin S.L., Lay M. Application of multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) to AVIRIS imagery for coastal salt marsh mapping: a case study in China Camp, CA, USA // International Journal of Remote Sensing, 2005. 26. №23. P. 5193-5207.

119. Lisitzin A.P. The marginal filter of the ocean // Oceanology, 1995. 34. P. 671–682.

120. Liu J.P., Xu K.H., Li A.C., Milliman J.D., Velozzia D.M., Xiao S.B., Yange A.C. Flux and fate of Yangtze River sediment delivered to the East China Sea // Geomorphology, 2007. 85. №3. P. 208–224.

121. Lychagin M.Y., Tkachenko A.N., Kasimov N.S., Kroonenberg S.B. Heavy metals in the water, plants, and bottom sediments of the Volga river mouth area // Journal of Coastal Research, 2015. 31. №4. P. 859–868.

122. Lyzenga D. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features // Applied Optics, 1978. 17. P. 379–383.

123. Ma R., Duan H., Gu X., Zhang S. Detecting aquatic vegetation changes in Taihu Lake, China using multi-temporal satellite imagery // Sensors, 2008. 8. №6. P. 3988-4005.

124. Malthus T., George D. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni reservoir, Anglesley, UK // Aquatic Botany, 1997. 58. P. 317–332.

125. Mobley C.D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements // Applied Optics, 1999. 38. №36. P. 7442-7455.

126. Mobley C.D., Stramski D., Bissett W., Boss E. Optical modeling of ocean waters: Is the Case 1–Case 2 classification still useful? // Oceanography, 2004. 17. P. 60–67.

127. Mumby P., Edwards A. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy // Remote sensing of Environment, 2002. 82. №2. P. 248-257.

128. Myint S., Walker N. Quantification of surface suspended sediments along a river dominated coast with NOAA AVHRR and SeaWiFS measurements: Louisiana, USA // Int. J. Remote Sens, 2002. 23. P. 3229–3249.

129. Nechad B., Ruddick K., Park Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters // Remote Sens. Environ, 2010. 114. №4. P. 854–866

130. Onderka M. Correlations between several environmental factors affecting the bloom events of cyanobacteria in Liptovska Mara reservoir (Slovakia)—A simple regression model // Ecological Modelling, 2007. 209. №2. P. 412-416.

131. Pavelsky T.M., Smith L.C. Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity and lake recharge in the Peace-Athabaska delta, Canada // Water Resources Research, 2009. №45. P. 110-126.

132. Penuelas J., Gamon J., Griffin K., Field C. Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance // Remote Sensing of Environment, 1993. 46. №2. P. 110-118.

133. Pietroń J., Nittrouer J.A., Chalov S.R., Dong T.Y., Kasimov N.S, Shinkareva G.L. Jarsjö J. Sedimentation patterns in the Selenga River delta under changing hydroclimatic conditions // Hydrological processes, 2018. 32. №2. P. 278-292.

134. Pinnel N., Heege T., Zimmermman S. Spectral discrimination of submerged macrophytes in lakes using hyperspectral remote sensing data // SPIE Proceedings on Ocean Optics XVII, 2004. 1. P. 1–16.

135. Potemkina T.G., Fialkov V.A. Sediment balance in the Selenga River Delta and their distribution in Lake Baikal // Water Resources, 1993. 20. №6. P. 689–692.

136. Romashkin P.A., Williams D.F. Sedimentation history of the Selenga Delta, Lake Baikal: simulation and interpretation //Journal of Paleolimnology, 1997. 18. №2. P. 181-188.

137. Rp5 [Электронный ресурс]. https://rp5.ru.

138. Ruddick K., Nechad B., Neukermans G., Park Y., Doxaran D., Sirjacobs D., Beckers J. M. Remote sensing of suspended particulate matter in turbid waters: State of the art and future perspectives // In Proceedings of the Ocean Optics XIX conference, Barga, 2008. P. 6-10.

139. Santschi P.H., Presley B.J., Wade T.L., Garcia-Romero B., Baskaran M. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores // Marine Environ. Res., 2001. 52. P. 51–79.

140. Sawaya K. E., Olmanson L. G., Heinert N. J., Brezonik P. L., Bauer M. E. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery // Remote Sensing of Environment, 2003. 88. №1. P. 144-156. Schmidt K.S., Skidmore A.K. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland // Remote sensing of Environment, 2003. 85. №1. P. 92-108.

141. Schmidt K.S., Skidmore A. K., Kloosterman E. H., Van Oosten H., Kumar L., Janssen J.A.M. Mapping coastal vegetation using an expert system and hyperspectral imagery // Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 2004. 70. №6. P. 703-715.

142. Schweizer D., Armstrong A., Posada J. Remote sensing characterization of benthic habitats and submerged vegetation biomass in Los Roques Archipelago National Park, Venezuela // International Journal of Remote Sensing, 2005. 26. №12. P. 2657-2667.

143. Sen2Cor Software Release Note [Электронный ресурс]. http://step.esa.int/main/third-party-plugins-2/sen2cor/).

144. Sentinel 2 User Handbook [Электронный ресурс]. https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/685211/Sentinel 2_User_Handbook.

145. Shaban M., Urban B., El Saadi A., Faisal M. Detection and mapping of water pollution variation in the Nile Delta using multivariate clustering and GIS techniques // J. Environ. Manage, 2010. 91. №8. P. 1785–1793.

146. Shinkareva G.L., Kasimov N.S., Lychagin M.Y. Heavy metal fluxes in the rivers of the Selenga basin // Water and Environment in the Selenga-Baikal Basin: International Research Cooperation for an Ecoregion of Global Relevance, 2015. P. 87–100.

147. Sholkovitz E.R. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater // Geochim. Cosmochim. Acta., 1976. 40. P. 831–845.

148. Sholkovitz E.R. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater // Geochim. Cosmochim. Acta., 1976. 40. P. 831–845.

149. Silva T.S., Costa M.P., Melack J.M., Novo E.M. Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications // Environmental Monitoring and Assessment, 2008. 140. №1-3. P. 131-145.

150. Sukhacheva L.L. Remote sensing of temporal and spatial variability of suspended matter pollution in the Eastern part of the Gulf of Finland // InProceedings of EARSeL Workshop on:"Pollution Monitoring and GIS", Brandysnad-Labem, Czech Republic, 1995. P. 106-114.

151. Syvitski J.P., Kettner A.J., Correggiari A., Nelson B.W. Distributary channels and their impact on sediment dispersal // Marine Geology, 2005. 222. P. 75-94.

152. Thomson A.G., Fuller R.M., Yates M.G., Brown S.L., Cox R., Wadsworth R.A. The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and saltmarshes in eastern England // International Journal of Remote Sensing, 2003. 1. 24(13). P. 2717-2737.

153. Törnqvist R., Jarsjö J., Pietron J., Bring A., Rogberg P., Asokan S.M., Destouni G. Evolution of the hydro-climate system in the Lake Baikal basin // J. Hydrol., 2014. 519. P. 1953-1962.

154. Underwood E.C., Mulitsch M.J., Greenberg J.A., Whiting M.L., Ustin S.L., Kefauver S.C. Mapping invasive aquatic vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using hyperspectral imagery // Environmental Monitoring and Assessment, 2006. 121. №1-3. P. 47-64.

155. Vermote E., Justice C., Claverie M., Franch B. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product // Remote Sensing of Environment, 2016. 185. P.46-56.

156. Vis C., Hudon C., Carignan R. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales // Aquatic Botany, 2003. 77. P. 187-201.

157. Wang C., Menenti M., Stoll M., Belluco E., Marani M. Mapping mixed vegetation communities in salt marshes using airborne spectral data // Remote Sensing of Environment, 2007. 107. №4. P. 559-570.

158. Wang J.J., Lu X.X. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China // Science of the Total Evironment, 2010. 408. P. 1131-1138.

159. Wang J., Lu X., Zhou Y. Retrieval of suspended sediment concentrations in the turbid water of the Upper Yangtze River using Landsat ETM+ // Chinese Science Bulletin, 2007. 52. №2. P. 273-280.

160. Wass P., Marks S., Finch J., Leeks G.J.L., Ingram J. Monitoring and preliminary interpretation of in-river turbidity and remote sensed imagery for suspended sediment transport studies in the humber catchment // Sci. Total Environ., 1997. 194. P. 263–283.

161. Woo M.K. Boundary and border considerations in hydrology // Hydrol Process, 2004. №18. P. 1185–1194.

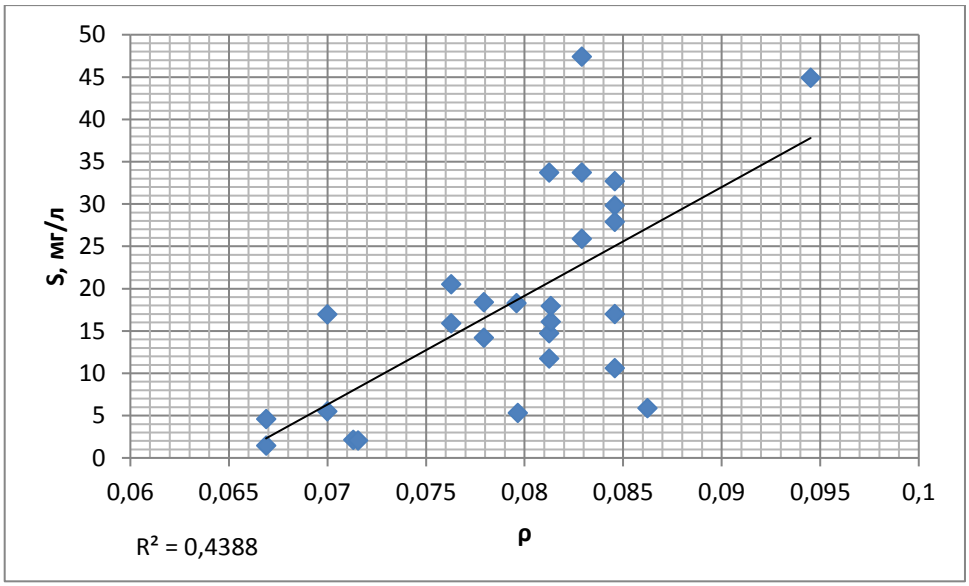
162. Yuan L., Zhang, L. Mapping large-scale distribution of submerged aquatic vegetation coverage using remote sensing // Ecological Informatics, 2008. 3. №3. P. 245-251.

163. Zhang X. On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat thematic mapper (TM) imagery: a case study of the Honghu Lake, PR China // International Journal of Remote Sensing, 1998. 19. №1. P. 11-20.

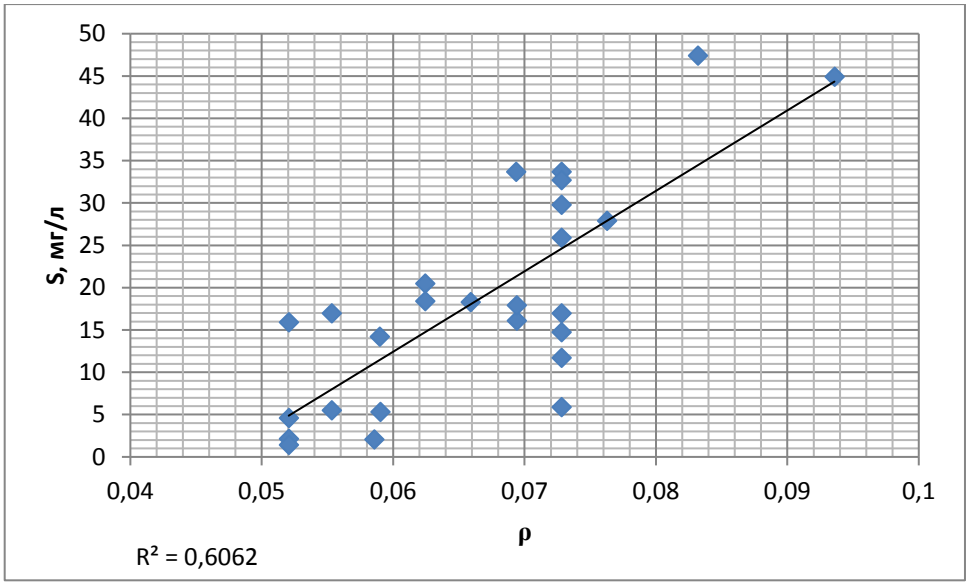
Приложения

Приложение 1. Графики зависимости яркости на снимке Landsat 5/TM (17.08.2011) от концентрации взвеси в воде

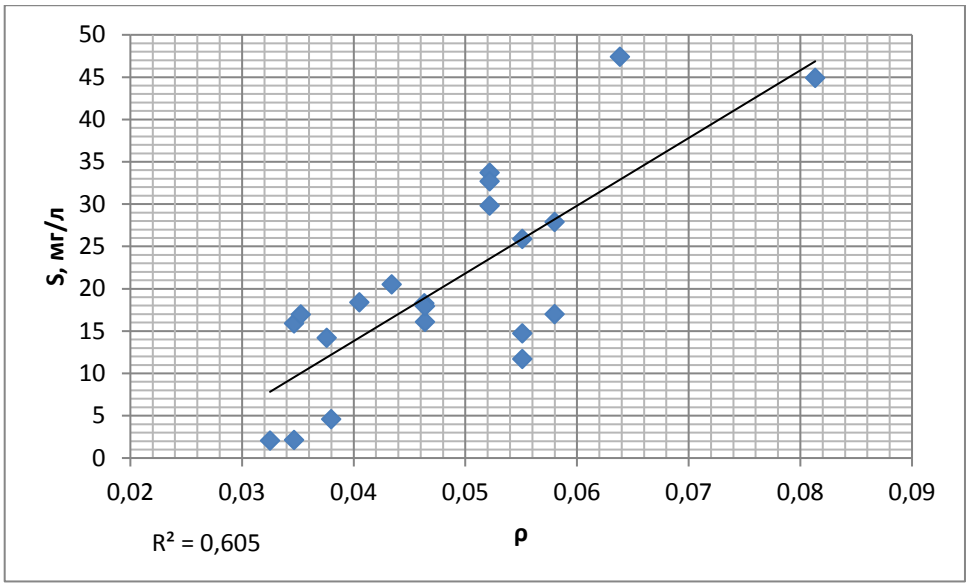
В голубой зоне спектра (канал b1)



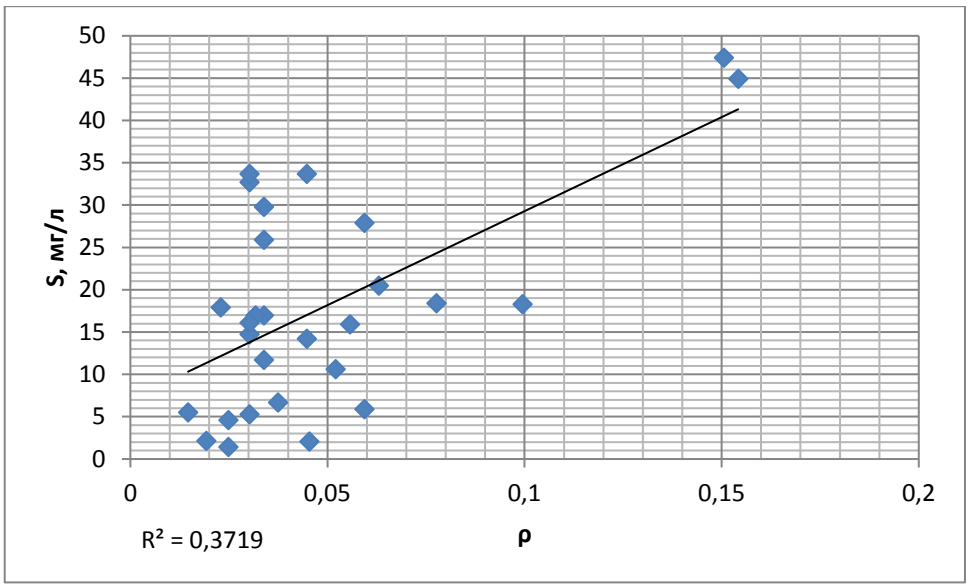
В зеленой зоне спектра (канал b2)



В красной зоне спектра (канал b3)

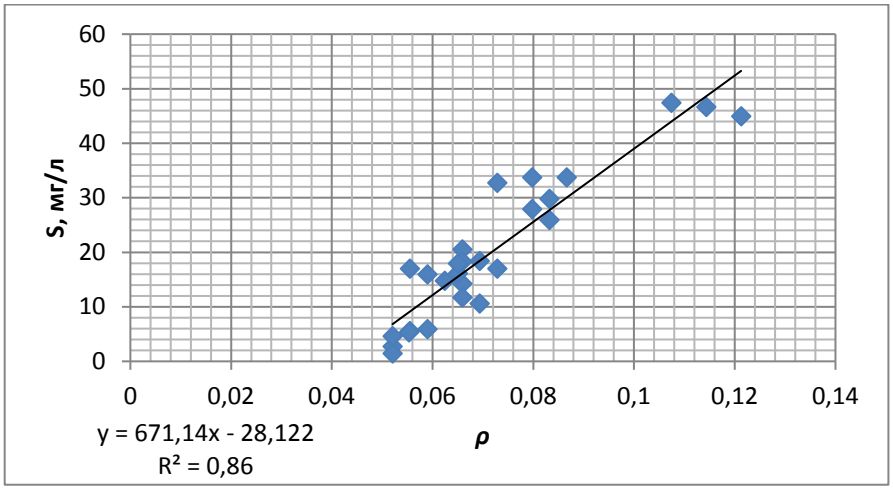


В ближней инфракрасной зоне спектра (канал b4)

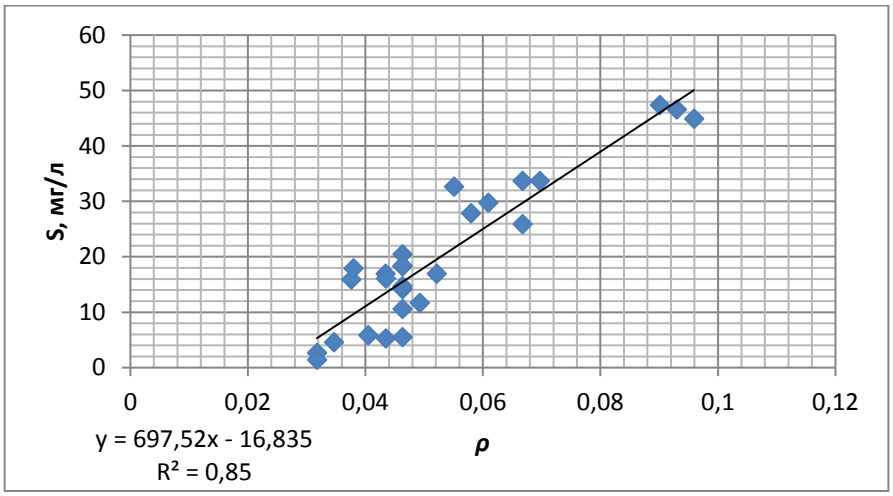


Приложение 2. Графики зависимости яркости на снимке Landsat 5/TM (17, 19.08.2011) от концентрации взвеси в воде

В зеленой зоне спектра (канал b2)

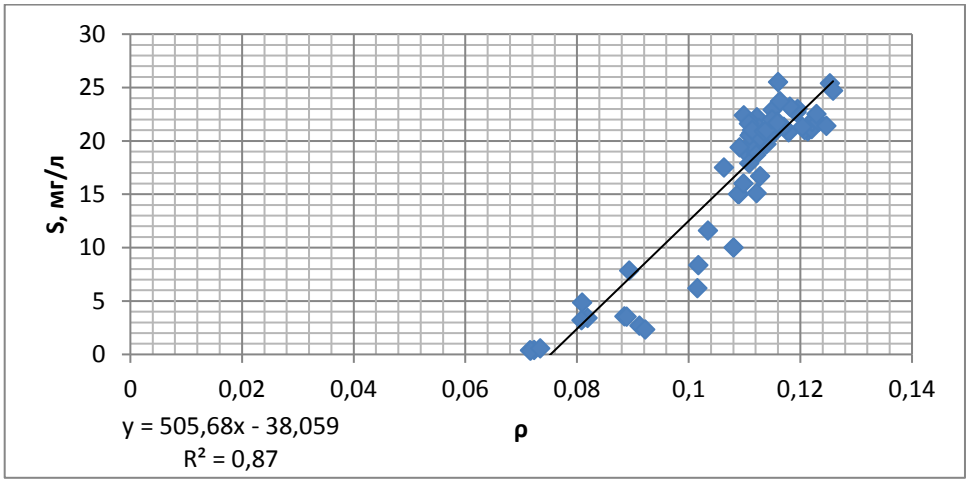


В красной зоне спектра (канал b3)

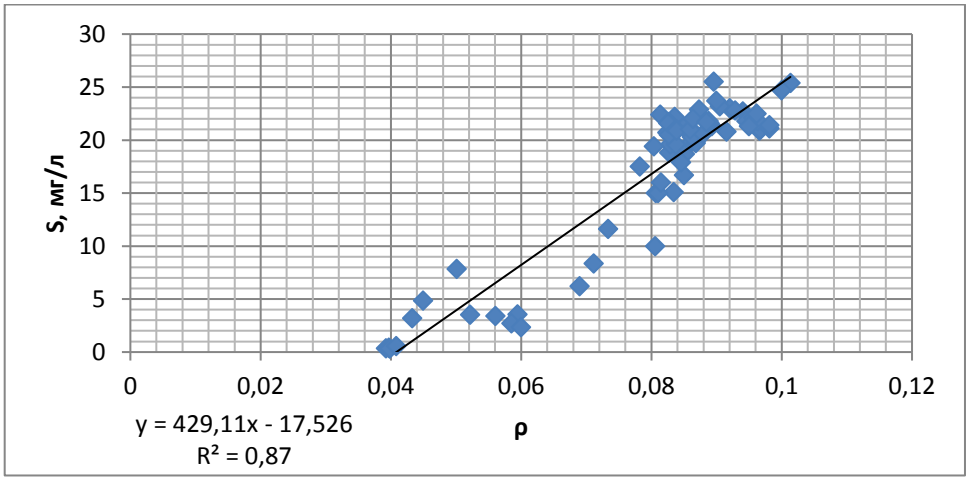


Приложение 3. Графики зависимости яркости на снимке Landsat 8/OLI (21.07.2013) от концентрации взвеси в воде

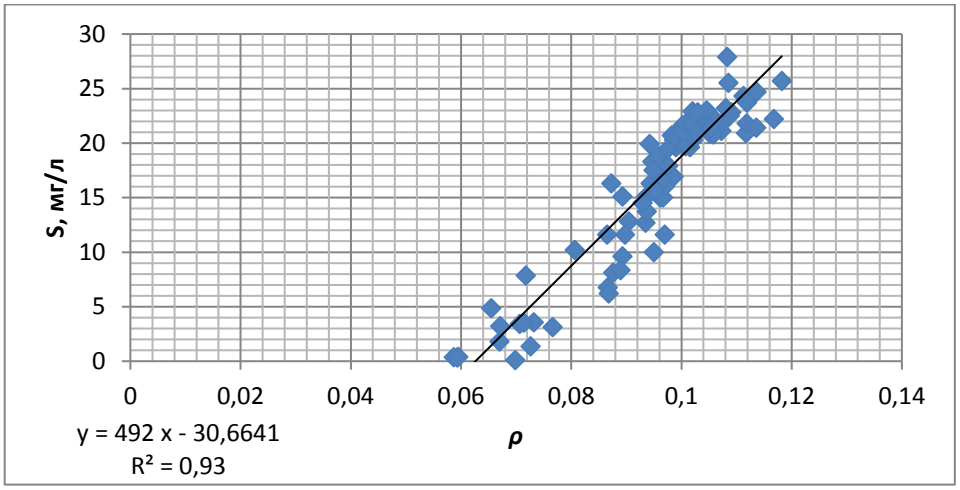
В зеленой зоне спектра (канал b3)



В красной зоне спектра (канал b4)



В панхроматическом канале (b8)



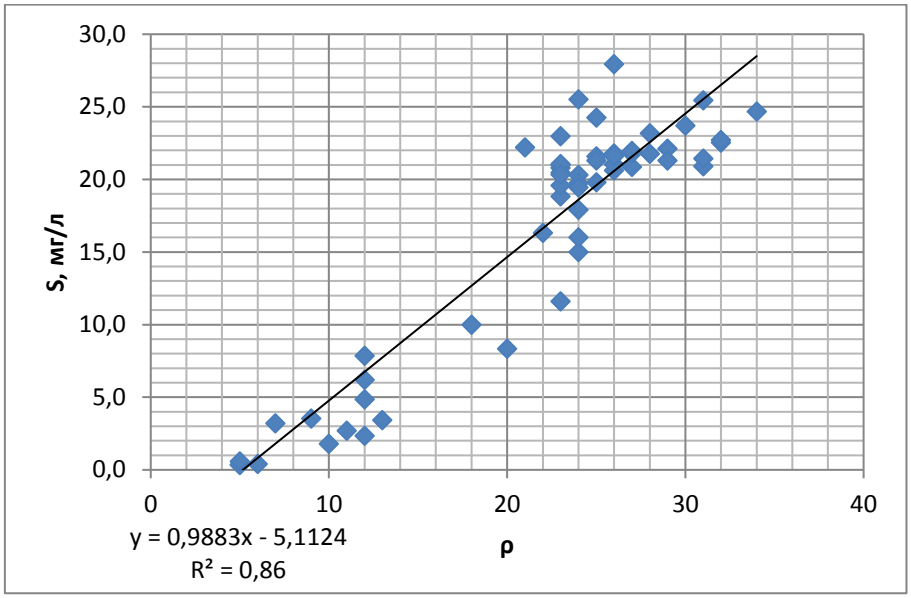
Приложение 4. Статистические показатели моделей перехода от яркости пикселей снимков к значениям концентрации взвеси в воде

Спутниковая система	**К**	**S = f(ρ)**	**R**	**R^2**	**СО, мг/л**	**Критерий Фишера**		***p***	**σ**	**s^2**	**SD**	**Доверительный интервал**			**Остатки**		
						***F*факт**	***F*теор**					**Переменная**	**Нижние 95%**	**Верхние 95%**	**Э**	**А**	**R^2о**
Landsat 5/TM	З	*S* = 671,14 ρ - 28,12	0,93	0,86	4 (9%)	5,73	4,15	0,95	12	151	54	671	559	782	-0,07	0,45	0,95
	К	*S* = 697,52 ρ - 16,83	0,92	0,85	4 (9%)	6,57	4,15	0,95	12	150	58	697	577	818	-0,48	0,11	0,97
Landsat 8/OLI	З	*S* = 505,68 ρ – 38,06	0,93	0,87	2 (8%)	7,84	4,02	0,95	7	49	23	505	459	553	0,23	-0,71	0,91
	К	*S* = 429,11 ρ – 17,53	0,93	0,87	2 (8%)	7,51	4,02	0,95	7	49	20	429	389	469	-0,19	-0,51	0,95
	П	*S* = 492 ρ – 30,66	0,96	0,93	2 (7%)	7,76	3,94	0,95	7	43	18	500	464	536	0,05	-0,69	0,92
UK-DMC2/SLIM-6-22	К	*S* = 0,99 *DN* - 5,10	0,94	0,88	2 (8%)	7,22	4,00	0,95	13	170	0,22	0,22	-0,22	0,66	3,13	1,88	0,70
SPOT 6/NAOMI	К	*S* = 2100,3 ρ – 186,3	0,92	0,85	3 (8%)	6,85	4,17	0,95	8	59	164	2100	1764	2436	-0,75	-0,11	0,98
ULM/Headwall	З	*S* = 455,83 ρ - 17,25	0,73	0,53	-	2,14	4,60	0,95	6	42	92	343	141	544	-1,39	0,11	0,98
Sentinel 2/MSI	К	*S* = 1082,4 ρ - 15,3	0,97	0,95	3 (6%)	20,8	4,08	0,95	16	257	40	1082	1000	1164	-0,34	0,22	0,96

К – каналы съемки: З – зеленый, К – красный, Б – ближний инфракрасный, П - панхроматический; **S = f(ρ)** – уравнение зависимости; **R** – коэффициент корреляции; **R^2** - коэффициент детерминации; **СО** – среднее отклонение в абсолютных и относительных величинах по проверочной выборке; ***p*** - уровень надежности; **σ** - стандартное отклонение; s^2 - дисперсия выборки; **SD** - стандартная ошибка; остатки: **Э** – эксцесс, **А** – асимметричность, **R^2о** – коэффициент детерминации графика нормального распределения остатков.

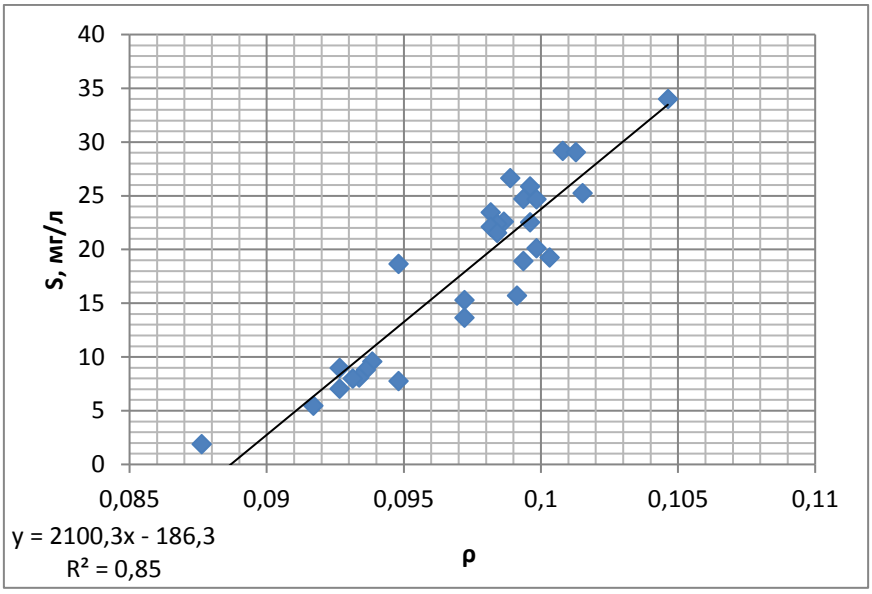
Приложение 5. График зависимости яркости на снимке UK-DMC2/SLIM-6-22 (21.07.2013) от концентрации взвеси в воде

В красной зоне спектра (канал b2)



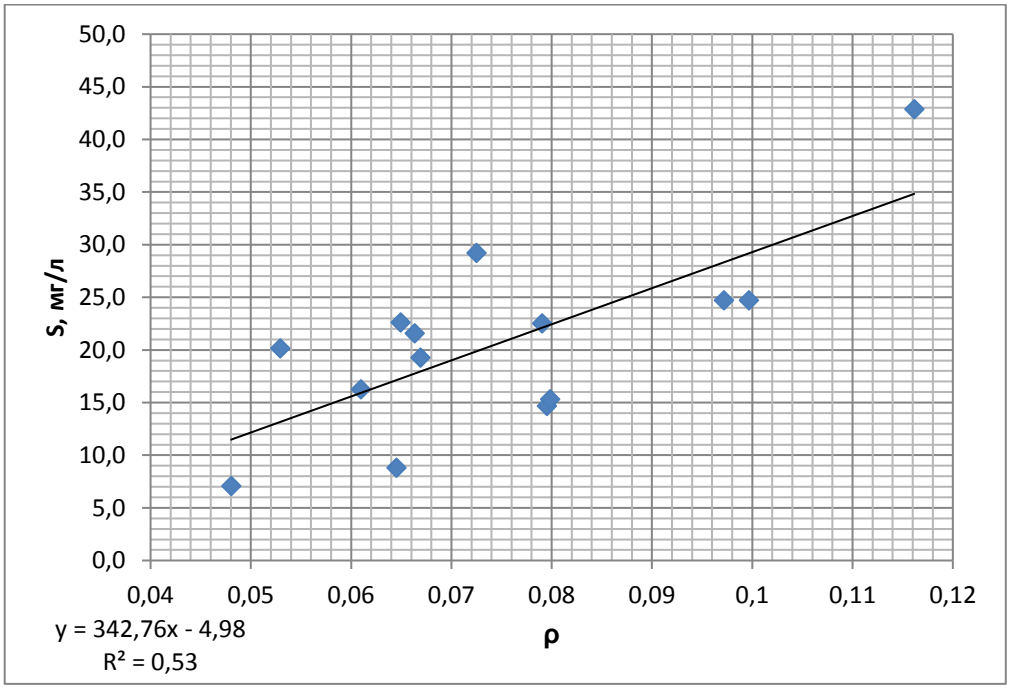
Приложение 6. Графики зависимости яркости на снимке SPOT 6/NAOMI (16.07.2014) от концентрации взвеси в воде

В красной зоне спектра (канал b3)



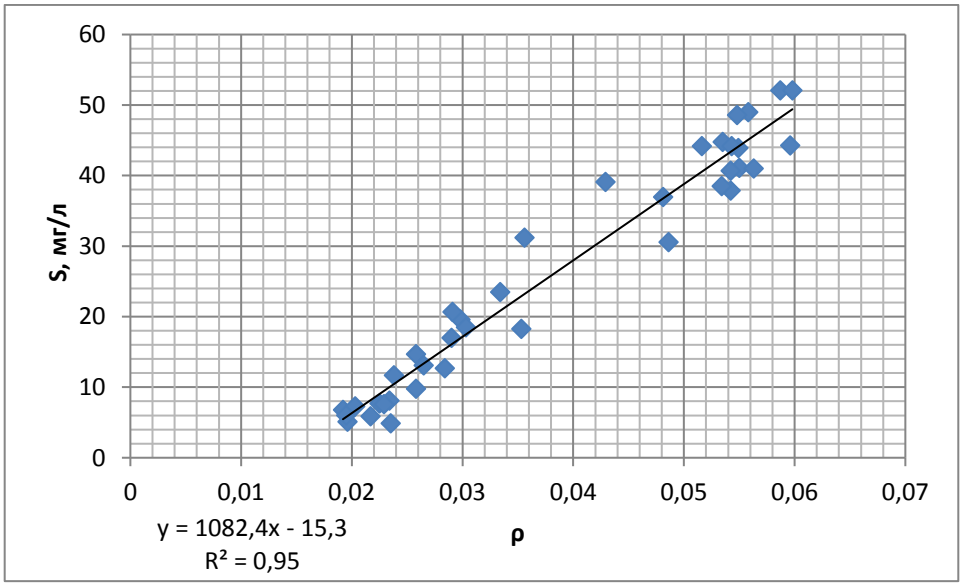
Приложение 7. Графики зависимости яркости на снимке ULM/Headwall (29.07-16.08.2014) от концентрации взвеси в воде

В зеленой зоне спектра (534 нм)



Приложение 8. Графики зависимости яркости на снимке Sentinel 2/MSI (16.08.2016) от концентрации взвеси в воде

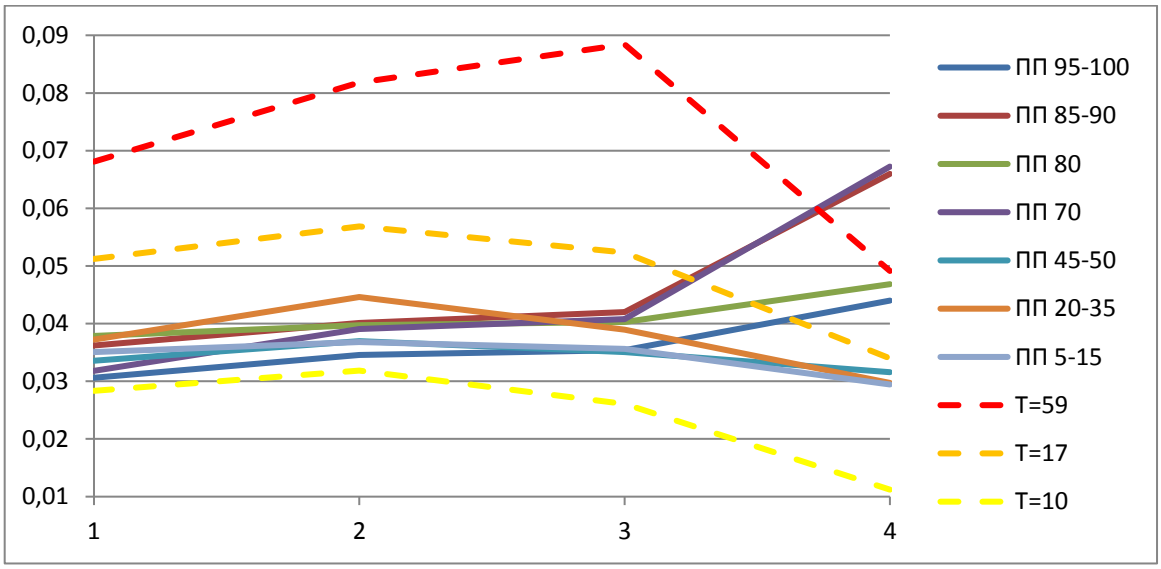
В красной зоне спектра (канал b4)



Приложение 9. Анализ спектральных графиков подводных видов

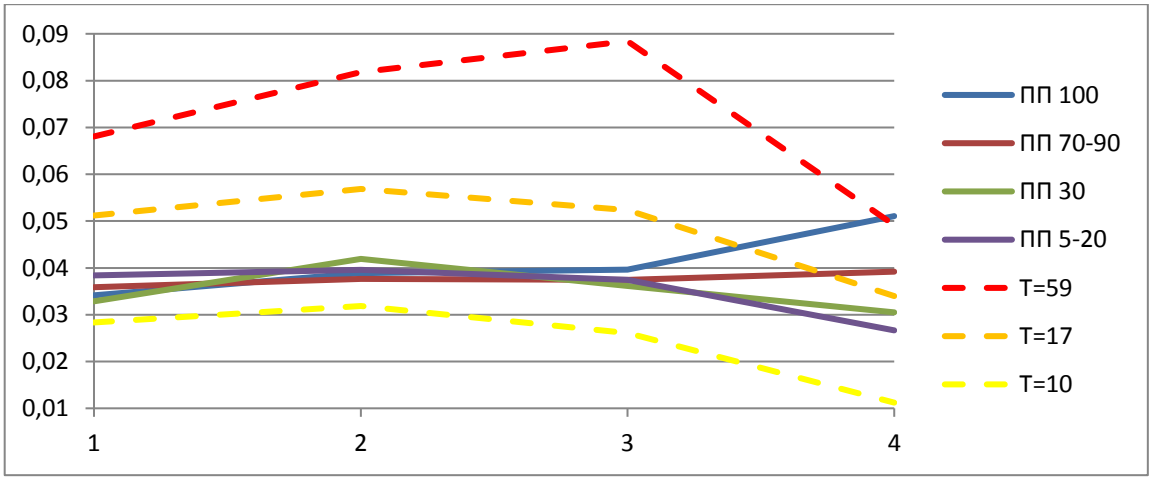
1. Проективное покрытие (ПП).

1а. Проективное покрытие всех растений, по доминантному виду



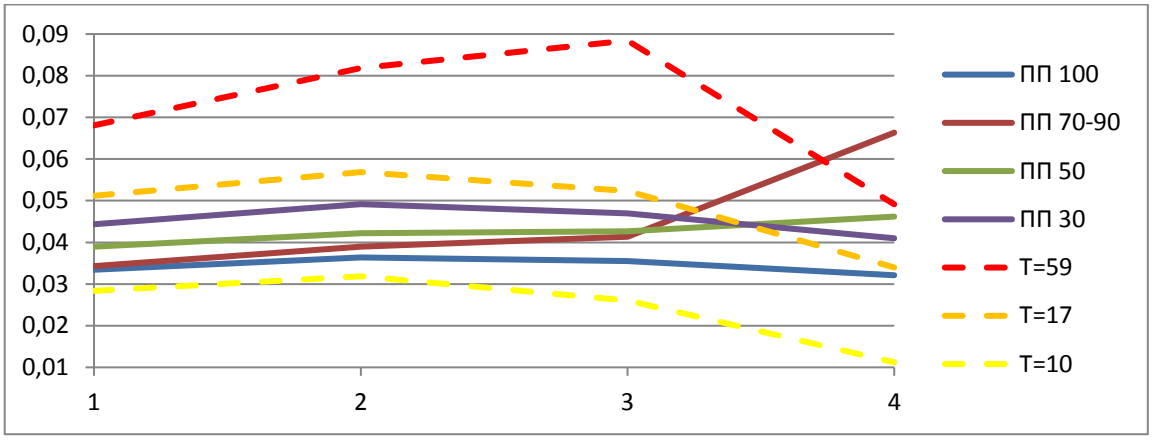
Закономерность есть, но широкий разброс значений. В целом, самые низкие значения в БИК зоне имеют классы с проективным покрытием 5-35%, а классы с покрытием больше 50% имеют значения выше. Однако, класс с ПП 95-100% имеет крайне низкие значения, по сравнению с классами 70-90%.

1б. Проективное покрытие всех растений, общее



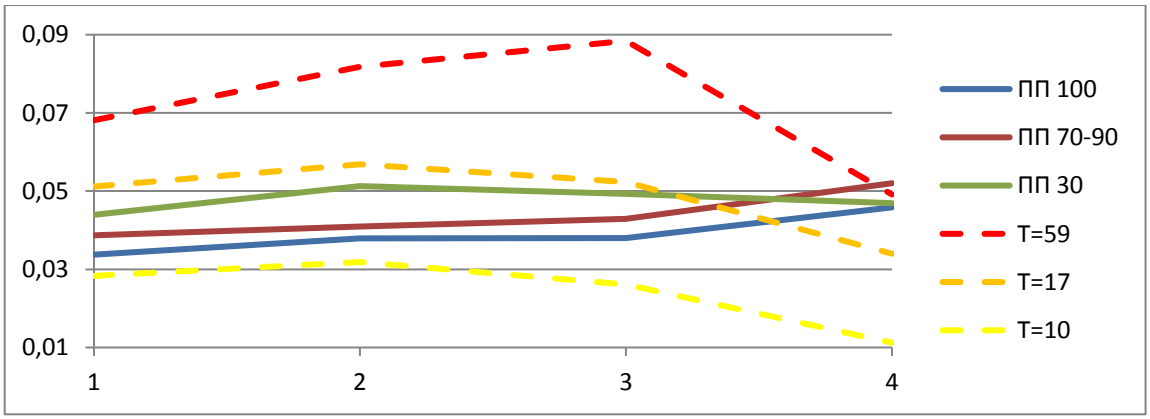
По общему проективному покрытию закономерность намного лучше. Самые высокие значения имеет класс с ПП 100%, далее в БИК зоне ниже значения у класса с ПП 70-90%, а самые низкие значения имеют классы ПП 30% и ПП 5-20%. Это дает основание говорить о том, что в целом, спектральный образ связан с проективным покрытием подводной растительности.

1в. Проективное покрытие рдеста, по доминантному виду



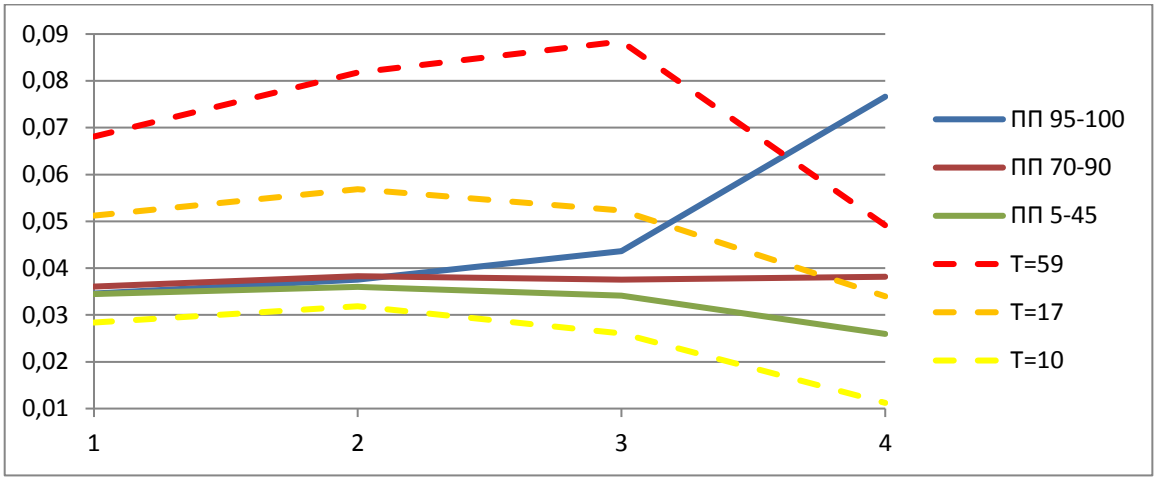
Прослеживается связь между классами ПП 70-90% и ПП 30-50%, последние имеют яркость ниже. Однако нет никакой связи с классом ПП 100%, спектральный образ которого ниже всех остальных.

1г. Проективное покрытие рдеста, общее



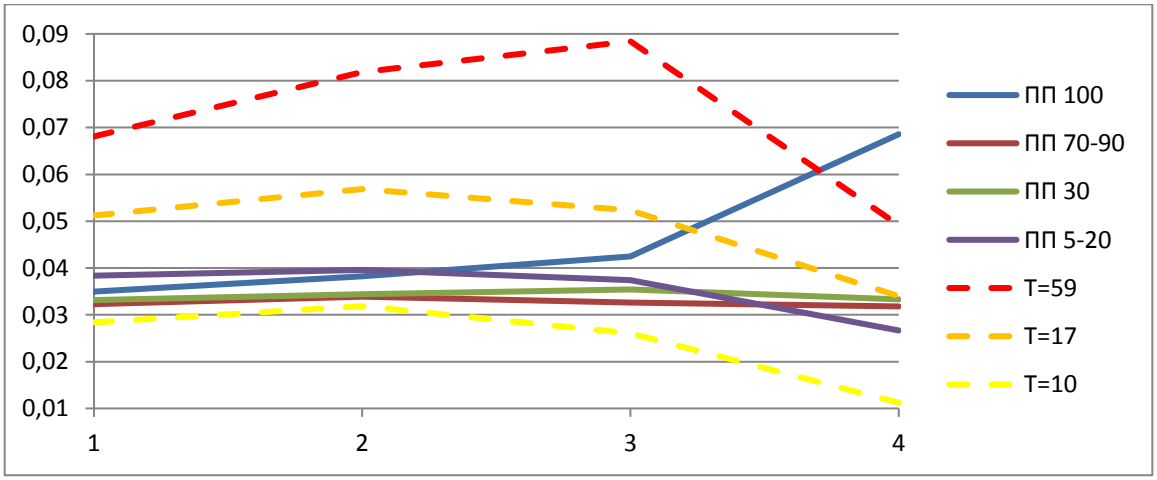
Значения для всех классов очень близки, но можно отметить, что характер кривой спектральной яркости для классов ПП 70-100% имеет характерные черты кривой растительности, в то время как для класса ПП 30% кривая имеет скорее образ воды.

1д. Проективное покрытие урути, по доминантному виду



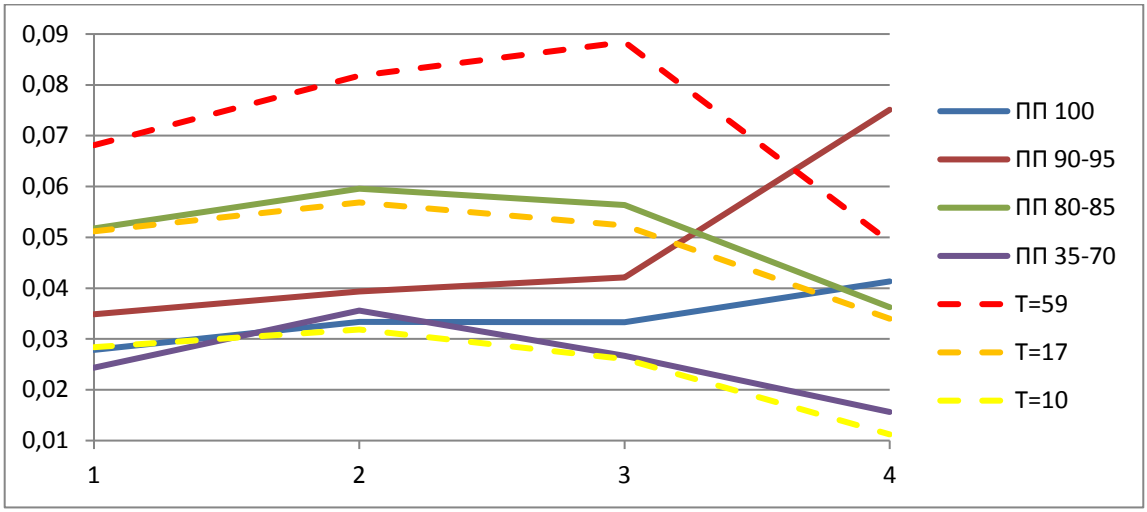
Для урути все кривые расположились в «идеальном» порядке, чем выше ПП, тем выше значения во всех зонах.

1е. Проективное покрытие урути, общее



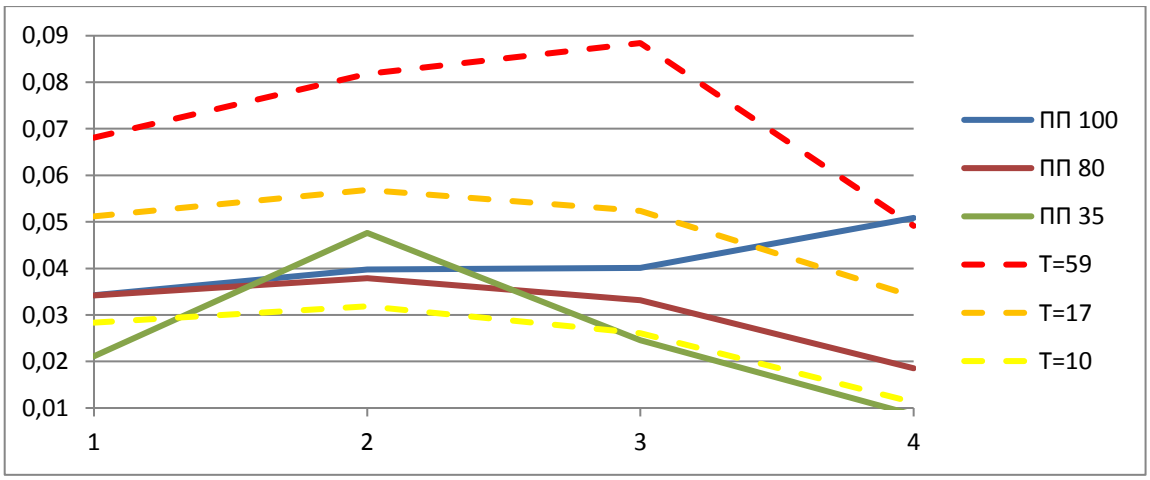
По общему ПП кривые спектральной яркости располагаются так же в правильном порядке. Но кривая для ПП 70-90% практически идентична кривой для ПП 30%, что говорит о том, что проективное покрытие не единственный параметр, влияющий на отражательную способность растительности.

1ж. Проективное покрытие элодеи, по доминантному виду



В целом, зависимость имеется. Наибольшие значения имеют кривые для ПП 90-100%, но кривая для ПП 100% при этом, как всегда, имеет заниженные значения. Кривые для ПП 80—85% и ПП 35-70% имеют характерный образ воды.

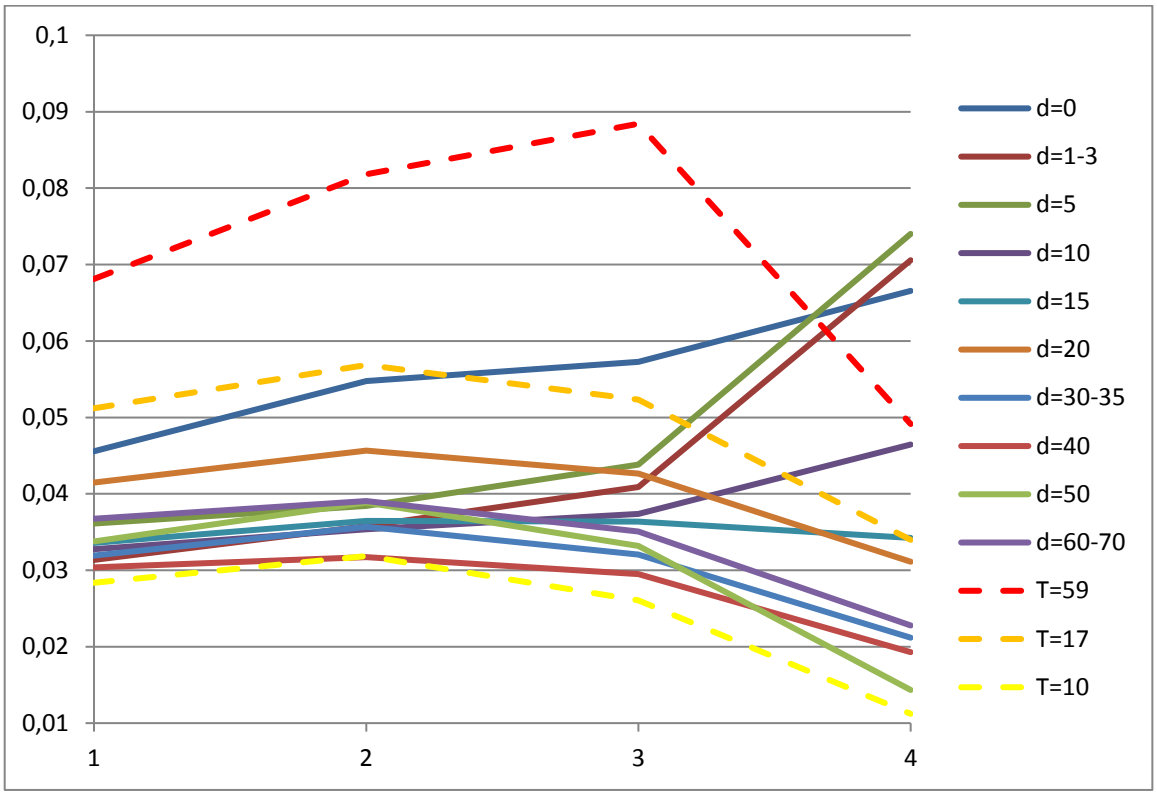
1з. Проективное покрытие элодеи, общее



Зависимость имеется, в БИК зоне значения уменьшаются с уменьшением общего ПП. Однако, кривые для ПП 35-80% имеют спектральный образ воды, а не растительности.

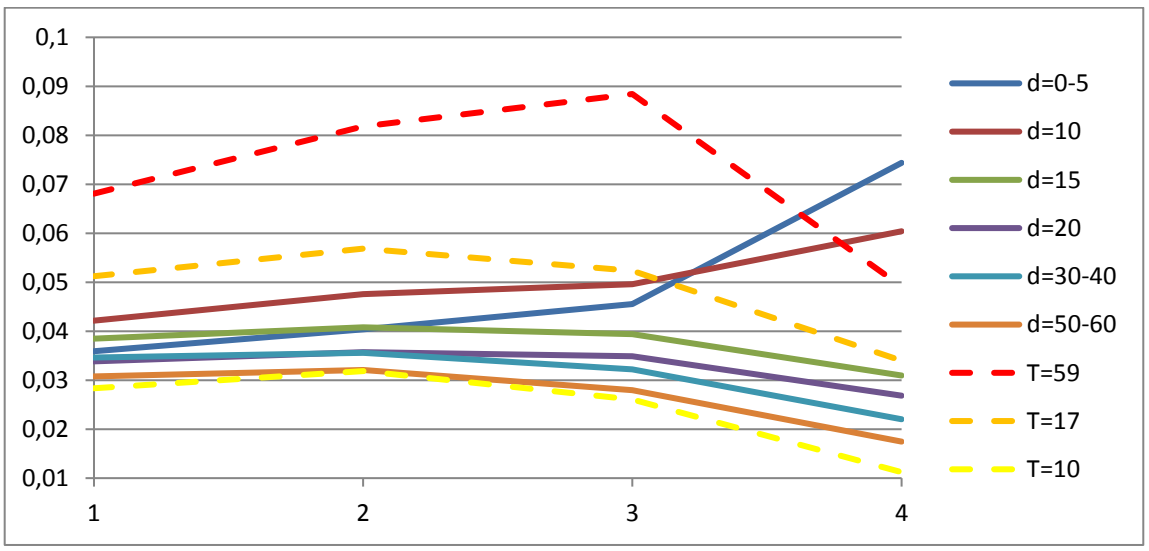
2. Глубина погружения.

2а. Глубина погружения, все виды



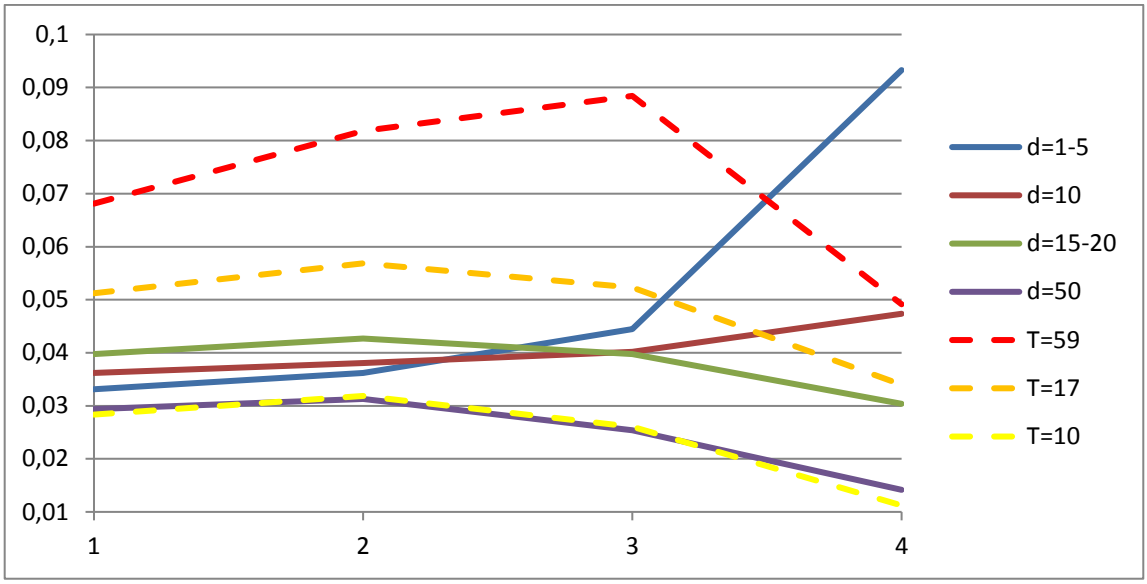
По глубине наблюдается хорошая зависимость в большинстве зон спектра, но наибольшие различия, как всегда, в БИК зоне. В первую группу выделяются спектры растений с глубиной погружения 0-5 см. Они имеют характерную кривую растительности, отличимую от кривой воды. Во вторую группу попадают спектры для растений на глубине 10-15 см. Они имеют значительно меньшие значения в БИК зоне, но их спектральная кривая всё же отличная от кривой воды. В третью группу попадают растения с глубиной погружения 20 и больше сантиметров. Их спектральный образ не отличим от спектрального образа воды.

2б. Глубина погружения, рдест



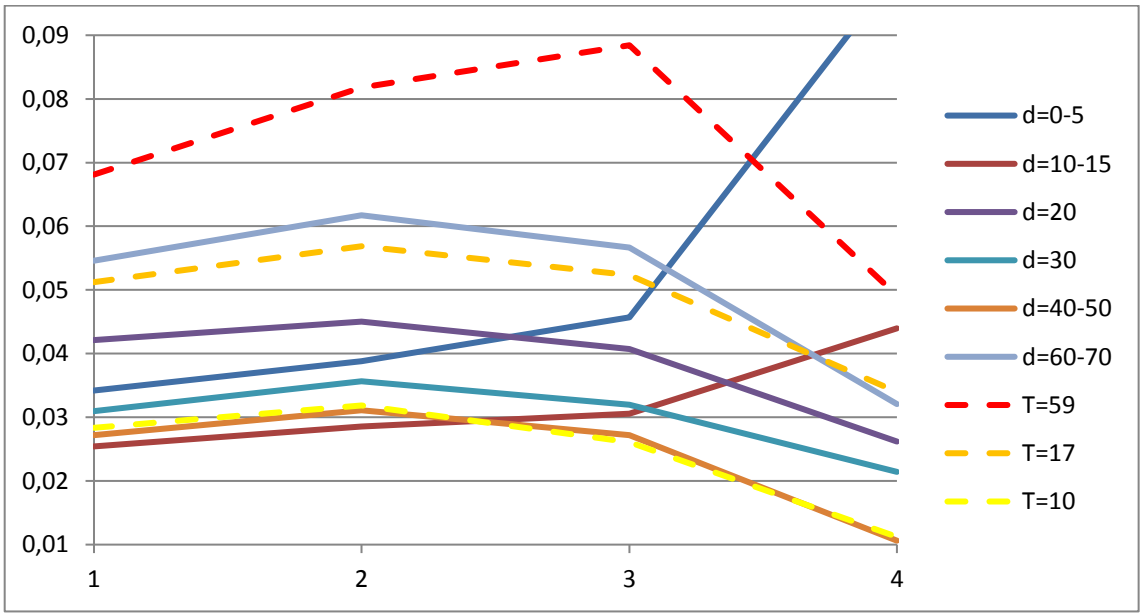
Для рдеста распределение спектральных образов напрямую зависит от глубины погружения: чем глубже, тем ниже яркость во всех зонах. Все спектры рдеста можно разделить на две группы: с глубиной погружения до 10 см, и с глубиной погружения от 15 см. В первой группе наблюдается заметный подъем значений в БИК зоне, в то время как во второй группе спектры растений идентичны спектрам воды.

2в. Глубина погружения, уруть



Для урути наблюдается схожая с рдестом картина. Значения хорошо распределяются по глубине погружения, а графики четко делятся на 2 группы: глубина меньше 10 см и больше 15 см.

2г. Глубина погружения, элодея

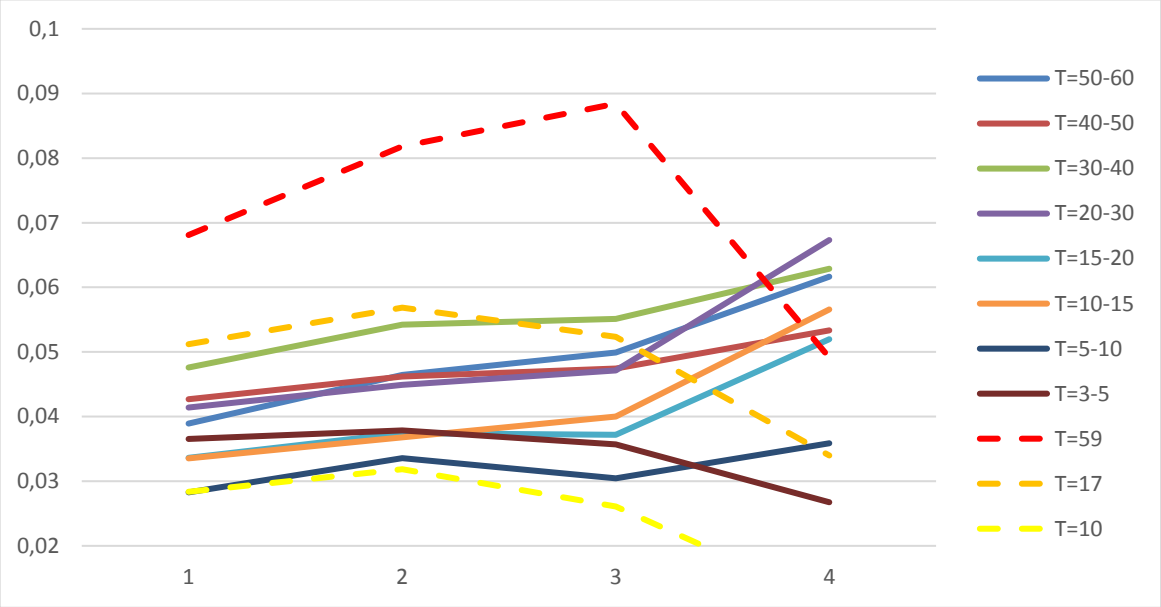


Распределение графиков для элодеи также хорошо показывает зависимость спектрального образа растительности от глубины погружения. Все графики располагаются в логичном порядке по мере увеличения глубины, кроме группы с глубиной погружения 60-70

см, которая хоть и похожа на водный объект, но при этом имеет завышенные значения во всех зонах спектра по сравнению с остальными графиками растительности на глубине. Для элодеи граница различимости спектрального образа растительности проходит на глубине 15 см.

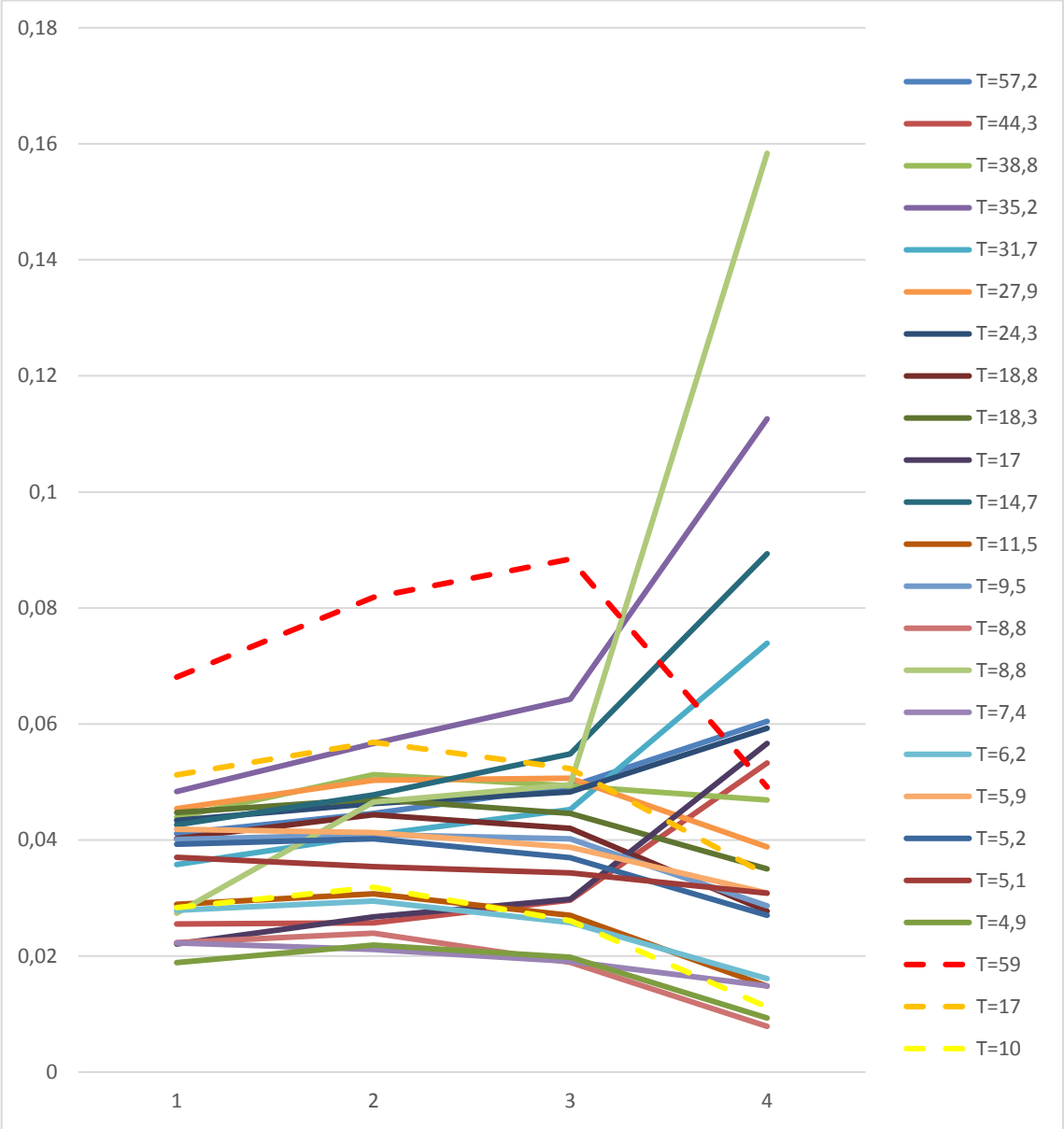
3. Мутность воды.

3а. Мутность воды, все виды



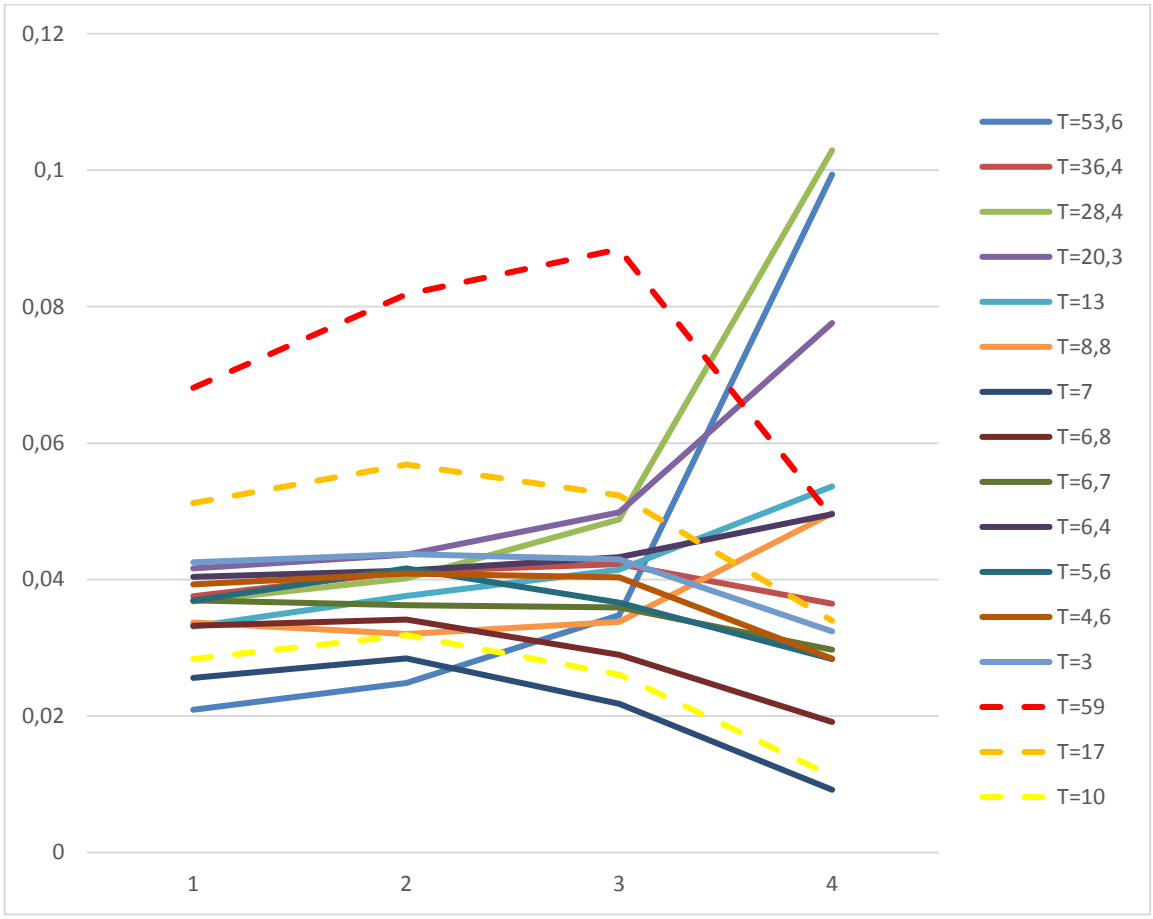
Судя по общему графику всех видов, некоторая закономерность имеется. Спектральные образы растений располагаются согласно уменьшению мутности: чем ниже мутность, тем ниже спектральные значения. При этом зависимость наблюдается во всех зонах, включая БИК.

3б. Мутность воды, рдест



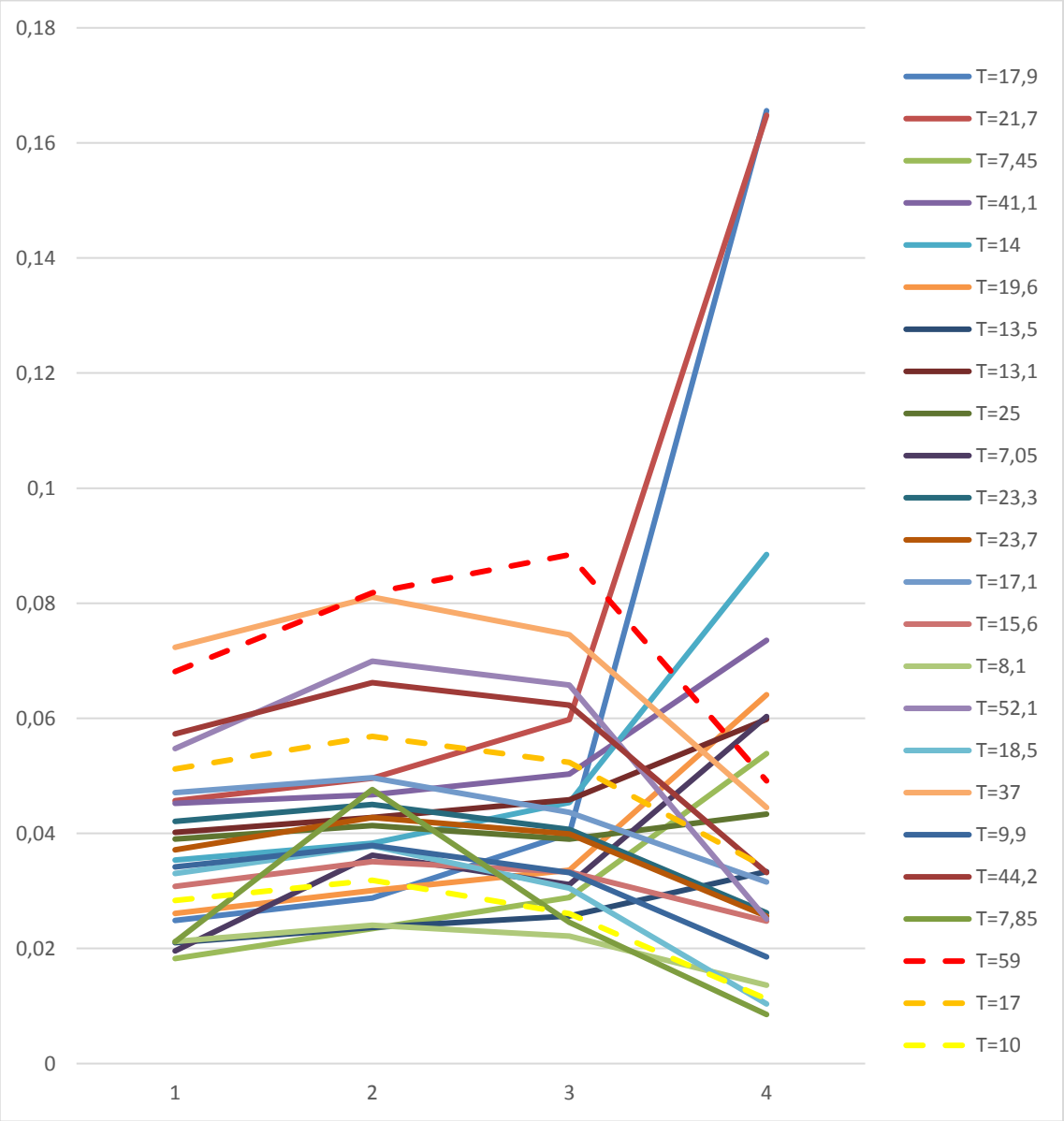
Для рдеста виден большой разброс значений. В целом, более низкие яркости имеют графики с низкой мутностью. Но при этом среди высоких значений яркости присутствуют как спектры с высокой, так и с низкой мутностью. Таким образом по рдесту нельзя определенно сказать о связи мутности воды со спектральным образом растений.

3в. Уруть мутность



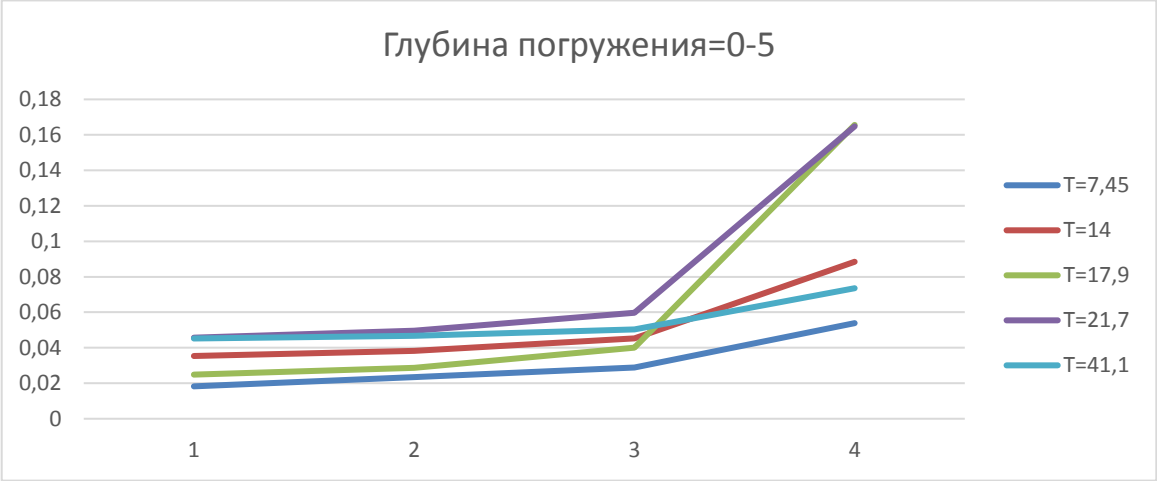
Для урути наблюдается схожая с рдестом картина. В целом, среди графиков с высокими показателями яркости в БИК зоне преобладают измерения с высокими значениями мутности, но разброс значений всё же слишком велик для установления четких связей.

3г. Элодея мутность



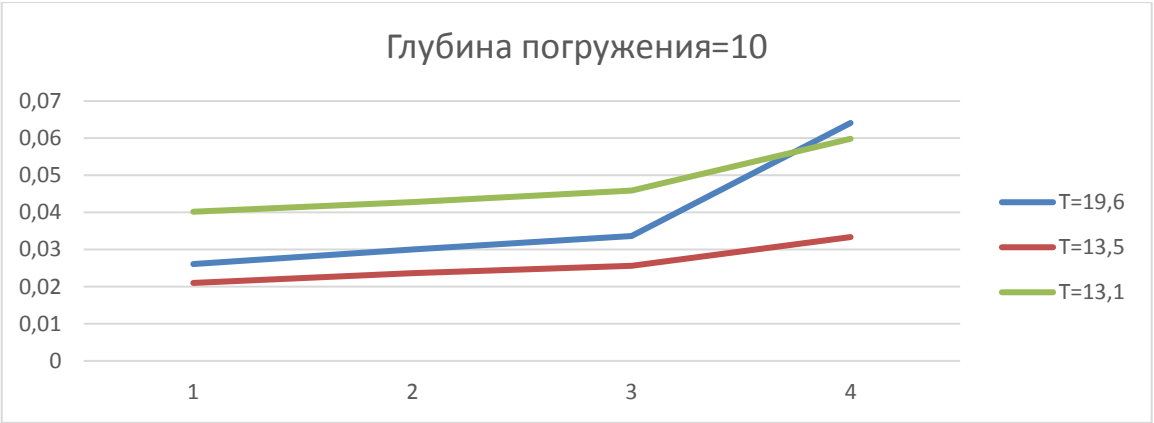
Тот же результат для элодеи. Четких связей обнаружить не удалось.

3д. Элодея мутность. Глубина погружения 0-5 см



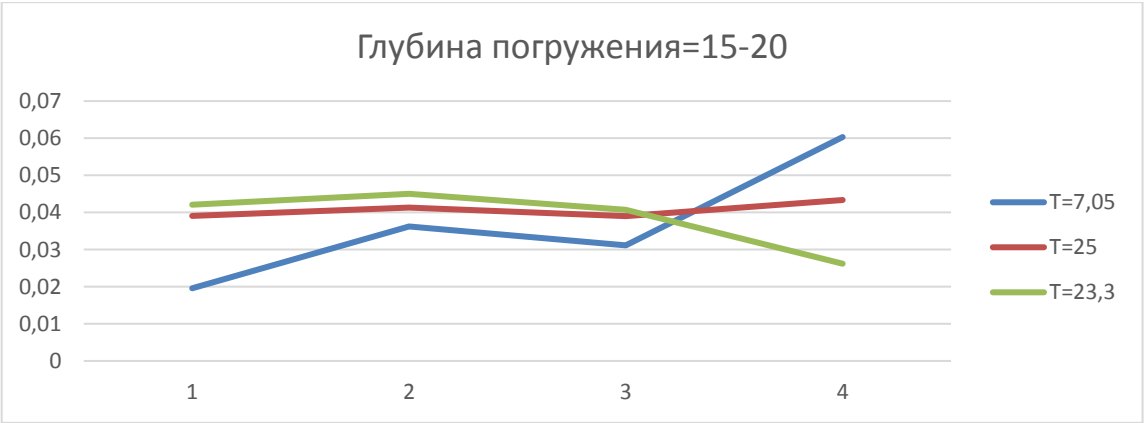
Если исключить из анализа точку с самым высоким значением мутности, то, в целом, спектральные образы располагаются в порядке возрастания яркости с возрастанием мутности воды.

3е. Элодея мутность. Глубина погружения 10 см



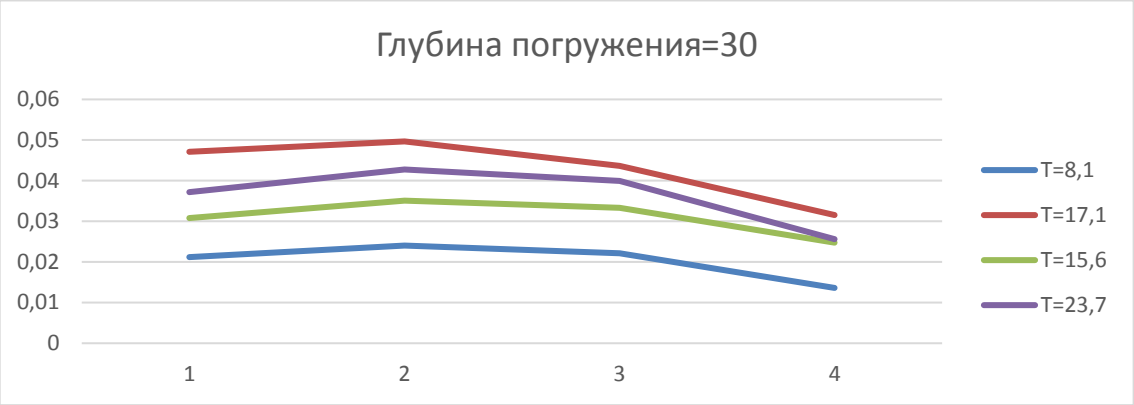
Связи не наблюдается.

3ж. Элодея мутность. Глубина погружения 15-20 см



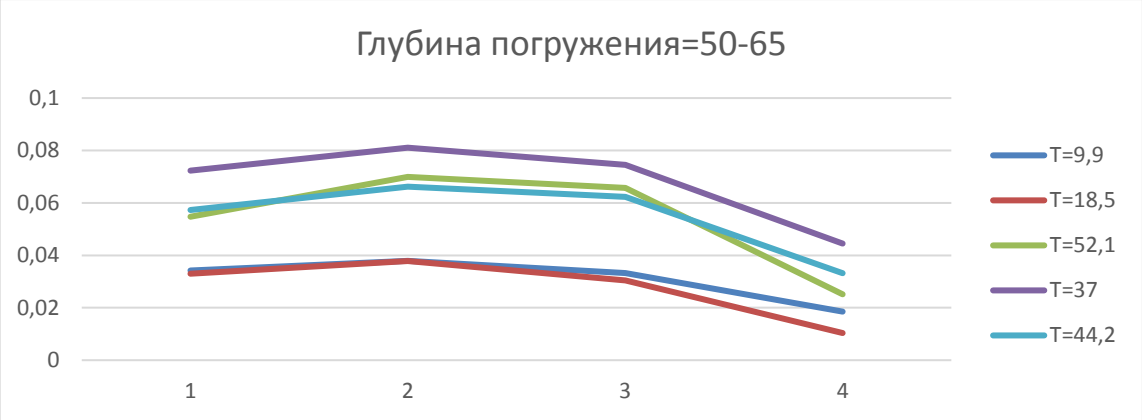
Спектральные образы в видимом диапазоне для графиков с одинаковой мутностью схожи. Значения для них выше, чем для графика низкой мутности.

3з. Элодея мутность. Глубина погружения 30 см



Графики в целом располагаются в порядке возрастания яркости согласно возрастанию мутности, кроме графика с наибольшей мутностью, который расположен ниже предполагаемой высоты.

3и. Элодея мутность. Глубина погружения 50-65 см



Четкой связи не наблюдается.

Приложение 10. Расчет баланса наносов в дельте реки Селенги в русловом и пойменном сегменте на основе анализа космических снимков

Дата	Расход воды, $м^3$/сек	Концентрация взвеси в вершине дельты, мг/л	Русло		Русло и пойма		Пойма	
			dSp, мг/л	dSp, %	dSp+п, мг/л	dSp+п, %	dSп, мг/л	dSп, %
06.09.1989	1520	17	-8	-47	-9	-54	-1	-7
30.09.1989	1260	9	-2	-26	0	1	3	27
01.09.1990	4690	28	-11	-41	-17	-60	-5	-19
16.06.1991	1200	16	-5	-32	-6	-40	-1	-8
25.07.1991	3070	37	-8	-21	-20	-45	-12	-24
15.10.1992	1320	25	-11	-44	-17	-66	-6	-22
12.09.1994	3330	25	-9	-35	-16	-36	-7	-1
24.06.2000	609	15	-1	-4	-2	-15	-2	-12
11.08.2000	1570	21	-8	-37	-11	-55	-4	-19
26.05.2001	2130	32	-5	-14	-11	-34	-7	-20
27.08.2003	2540	34	-6	-18	-14	-60	-8	-42
07.09.2004	713	9	-5	-50	-7	-73	-2	-24
16.06.2006	1350	21	1	7	1	6	0	-1
19.08.2006	1280	31	-15	-49	-21	-69	-6	-20
28.08.2006	1030	15	-7	-47	-8	-56	-1	-9
22.10.2006	631	3	1	31	1	47	0	15
11.05.2007	962	15	7	43	6	41	0	-1
27.05.2007	778	8	6	67	6	72	0	4
19.06.2007	930	24	-7	-30	-1	-6	6	25
31.08.2007	1240	27	-6	-20	-17	-62	-11	-42
20.05.2008	575	18	11	60	3	17	-8	-43
27.08.2009	1290	14	-11	-73	-14	-94	-2	-21
20.06.2010	1356	32	-13	-41	-19	-59	-6	-18
06.07.2010	1056	31	-7	-23	-18	-59	-11	-36
30.08.2010	1542	21	-7	-36	-14	-69	-7	-33
08.09.2010	983	10	-4	-38	-7	-64	-3	-25
30.06.2011	1432	38	-16	-43	-26	-70	-10	-26
01.08.2011	930	29	-6	-21	-14	-49	-8	-28
17.08.2011	962	29	-4	-13	-17	-59	-13	-46
18.09.2011	394	5	0	-4	-2	-50	-2	-46
14.07.2013	1340	16	-3	-19	-7	-44	-4	-25
21.07.2013	1120	19	-5	-28	-9	-50	-4	-22
30.07.2013	1330	19	-9	-45	-14	-72	-5	-28
31.08.2013	2330	16	-8	-49	-11	-71	-3	-22
02.10.2013	1730	10	-3	-26	0	-2	2	24

Дата	Расход воды, $м^3$/сек	Концентрация взвеси в вершине дельты, мг/л	Русло		Русло и пойма		Пойма	
			dSp, мг/л	dSp, %	dSp+п, мг/л	dSp+п, %	dSп, мг/л	dSп, %
30.05.2014	1311	21	-4	-21	-2	-11	2	10
22.06.2014	908	6	5	75	4	66	-1	-9
17.07.2014	1113	24	-6	-25	-13	-55	-7	-30
21.07.2014	1280	24	-7	-30	-11	-48	-4	-18
18.08.2014	1031	4	3	60	0	7	-2	-53
18.06.2015	754	11	2	16	1	9	-1	-7
20.07.2015	371	8	3	33	-1	-18	-4	-52
05.08.2015	646	16	-3	-20	-11	-67	-7	-47
21.08.2015	1148	29	-10	-35	-13	-46	-3	-11
06.09.2015	1113	12	-3	-23	-5	-43	-2	-19
13.09.2015	1235	15	-3	-23	-10	-64	-6	-41

Приложение 11. Затопляемость дельты в зависимости от расхода воды в реке Селенге

Дата	Площадь, $км^2$				Расход воды, $м^3$/сек	Кол-во дней*	Максимальный расход воды, $м^3$/сек	Уровень оз. Байкал
	Суша	Растения	Вода	Вода и растения				
21.08.1989	412	35	138	173	2330	0	-	456,67
01.09.1990	198	36	352	388	4750	0	-	457,03
25.07.1991	252	30	298	328	4360	0	-	456,78
04.17.1995	289	19	261	280	3900	0	-	456,73
28.07.1998	485	19	65	84	1780	0	-	456,54
23.07.2002	450	31	100	131	1820	0	-	456,67
31.08.2007	470	33	80	113	1270	0	-	456,73
23.08.2010	440	30	110	140	1890	0	-	456,77
19.08.1997	442	23	108	131	2930	0	-	456,64
17.08.2011	408	39	142	181	1060	3	1200	456,76
03.08.1997	464	30	86	116	1490	5	1690	456,48
11.08.2000	461	25	89	114	1600	5	1750	456,63
05.07.2004	475	31	75	106	1020	7	1340	456,57
21.08.2001	481	33	69	102	1650	10	2060	456,87
30.08.1995	396	30	154	184	1750	11	2940	456,92
01.09.2005	420	41	130	171	850	12	1480	456,84
29.07.2001	427	38	123	161	1200	13	1640	456,68
06.07.2010	410	22	140	162	1100	20	1560	456,26
15.08.2007	467	36	83	119	640	23	780	456,77
28.08.2006	469	27	81	108	1030	25	2510	456,87

* Количество дней, прошедших после пика максимальных расходов воды

Приложение 12. Рассчитанная аккумуляция тяжелых металлов в водной растительности дельты на основе полевых данных 2014 г. (июль)

Виды*	P, м²	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Al	Mg	Ti	Tl
		Концентрация ТМ в водных растениях, мг/м²									
РСПЛ	58800000	2,5	6,1	24	1,1	1,2	0,1	1125	2395	49	0,02
ПВР	43600000	117	136	370	94	24	2,0	69860	4109	233	0,05
		Аккумуляция ТМ в дельте за вегетационный период, кг									
РСПЛ	58800000	149	356	1405	64	70	3	66152	140858	2886	1
ПВР	43600000	5118	5937	16137	4103	1072	87	3045915	179193	10173	2
		Аккумуляция ТМ в дельте, кг/сут									
		Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Al	Mg	Ti	Tl
РСПЛ	58800000	2	6	22	1,0	1,1	0,1	1050	2236	46	0,01
ПВР	43600000	81	94	256	65,1	17,0	1,4	48348	2844	161	0,04
Общее	102400000	84	100	278	66,1	18,1	1,4	49398	5080	207	0,05
		Селенгинский сектор, кг/сут									
		Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Al	Mg	Ti	Tl
РСПЛ	14600000	0,6	1	6	0,3	0,3	0,01	261	555	11	0,004
ПВР	13300000	24,8	29	78	19,9	5,2	0,42	14748	868	49	0,011
Общее	27900000	25,4	30	84	20,1	5,5	0,43	15009	1423	61	0,015
		Среднеустьевский сектор, кг/сут									
		Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Al	Mg	Ti	Tl
РСПЛ	36400000	1,5	3,5	14	0,6	0,7	0,03	650	1384	28	0,01
ПВР	27700000	52	60	163	41	11	0,88	30716	1807	103	0,02
Общее	64100000	53	63	177	42	11	0,91	31366	3191	131	0,03
		Лобановский сектор, кг/сут									
		Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Al	Mg	Ti	Tl
РСПЛ	7800000	0,3	0,8	3,0	0,13	0,15	0,01	139,3	296,6	6,1	0,002
ПВР	2800000	5,2	6,1	16,4	4,18	1,09	0,09	3104,9	182,7	10,4	0,002
Общее	10600000	5,5	6,8	19,4	4,32	1,24	0,10	3244,2	479,3	16,4	0,004

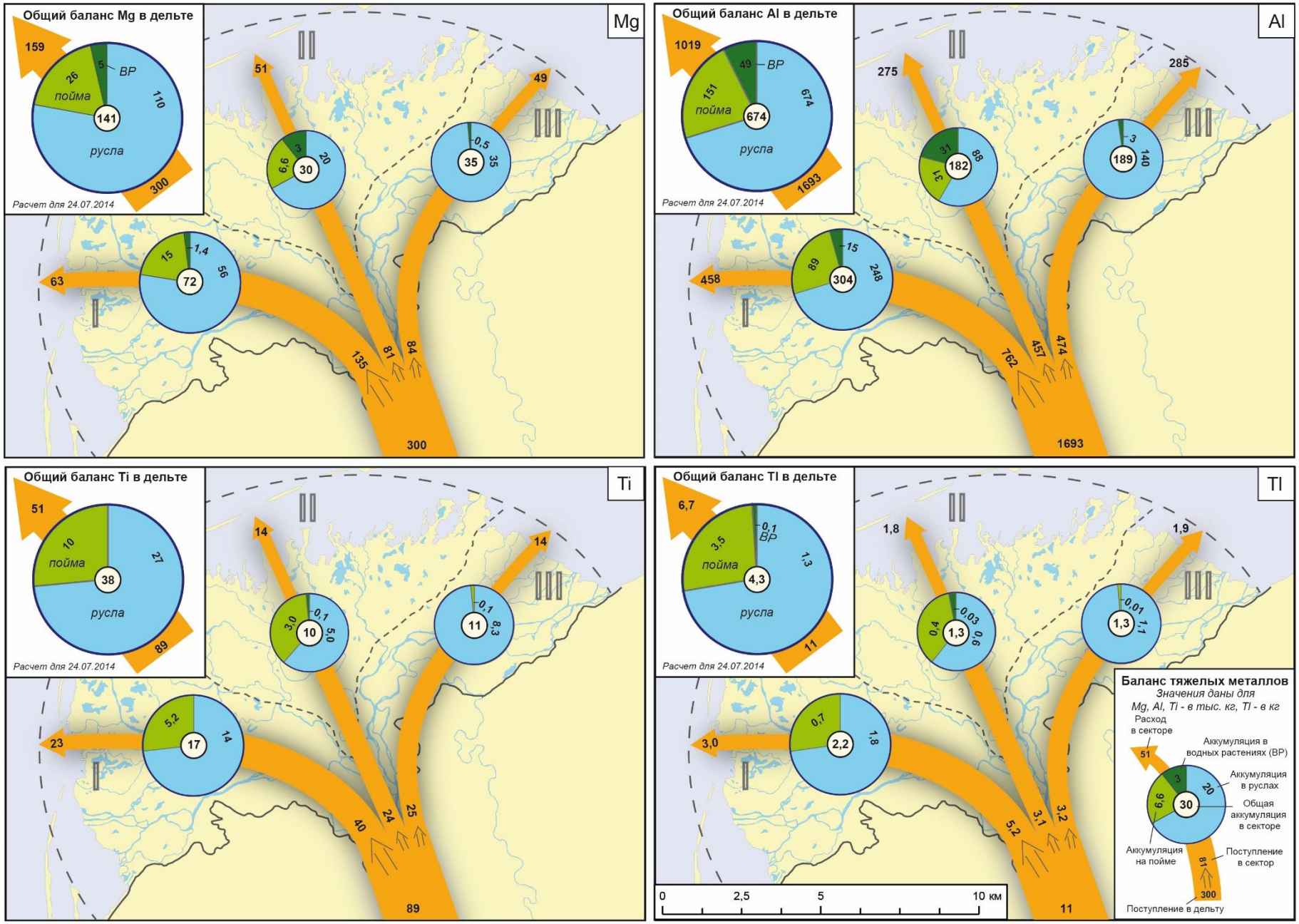
*РСПЛ – растения с плавающими листьями, ПВР – погруженные в воду растения; Р – площадь, занятая водной растительностью, ТМ – тяжелые металлы

Приложение 13. Баланс тяжелых металлов в дельте реки Селенги, кг/сут

ТМ	**Поступление ТМ в дельту**				**Поступление ТМ в озеро (расход)**			
	Дельта	I	II	III*	Дельта	I	II	III
Mg	300791	135356	81214	84222	159177	62997	51594	49270
Al	1693485	762068	457241	474176	1018849	458482	275089	285278
Ti	88907	40008	24005	24894	51365	23114	13869	14382
Ni	2194	987	592	614	943	424	255	264
Cu	876	394	237	245	460	207	124	129
Zn	3268	1470	882	915	1661	747	448	465
As	578	260	156	162	359	162	97	100
Mo	39,6	17,8	10,7	11,1	27,0	12,1	7,3	7,6
Cd	9,9	4,4	2,7	2,8	4,0	1,8	1,1	1,1
Tl	11,6	5,2	3,1	3,2	6,7	3,0	1,8	1,9
	Общая аккумуляция				**Баланс в руслах**			
	Дельта	**I**	**II**	**III**	**Дельта**	**I**	**II**	**III**
Mg	141614	72359	29620	34952	110301	56076	19860	34495
Al	674636	351885	150181	142589	474207	247662	87714	139666
Ti	37542	19435	8171	8424	27437	14180	5022	8277
Ni	1251	627	246	351	1066	530	188	349
Cu	416	212	87	103	326	165	59	102
Zn	1607	817	331	410	1280	647	229	405
As	219	115	50	44	148	78	28	43
Mo	12,6	6,8	3,1	1,9	7,3	4,0	1,4	1,9
Cd	5,8	2,9	1,1	1,7	5,0	2,5	0,9	1,6
Tl	4,8	2,5	1,1	1,1	3,5	1,8	0,6	1,0
	Баланс в пойме				Баланс в водной растительности			
	Дельта	I	II	III	Дельта	I	II	III
Mg	26233	14860	6568	-23	5080	1423	3191	479
Al	151031	89214	31101	-321	49398	15009	31366	3244
Ti	9897	5194	3018	131	207	61	131	16
Ni	102	71	5	-3	84	25	53	6
Cu	-9	17	-35	-5	100	30	63	7
Zn	48	86	-75	-15	278	84	177	19
As	4,5	16,6	-20,0	-3,3	66,1	20,1	42,0	4,3
Mo	-12,8	-2,7	-9,8	-1,2	18,1	5,5	11,5	1,2
Cd	-0,6	0,0	-0,7	-0,1	1,4	0,4	0,9	0,1
Tl	1,3	0,7	0,38	0,01	0,05	0,02	0,03	0,004

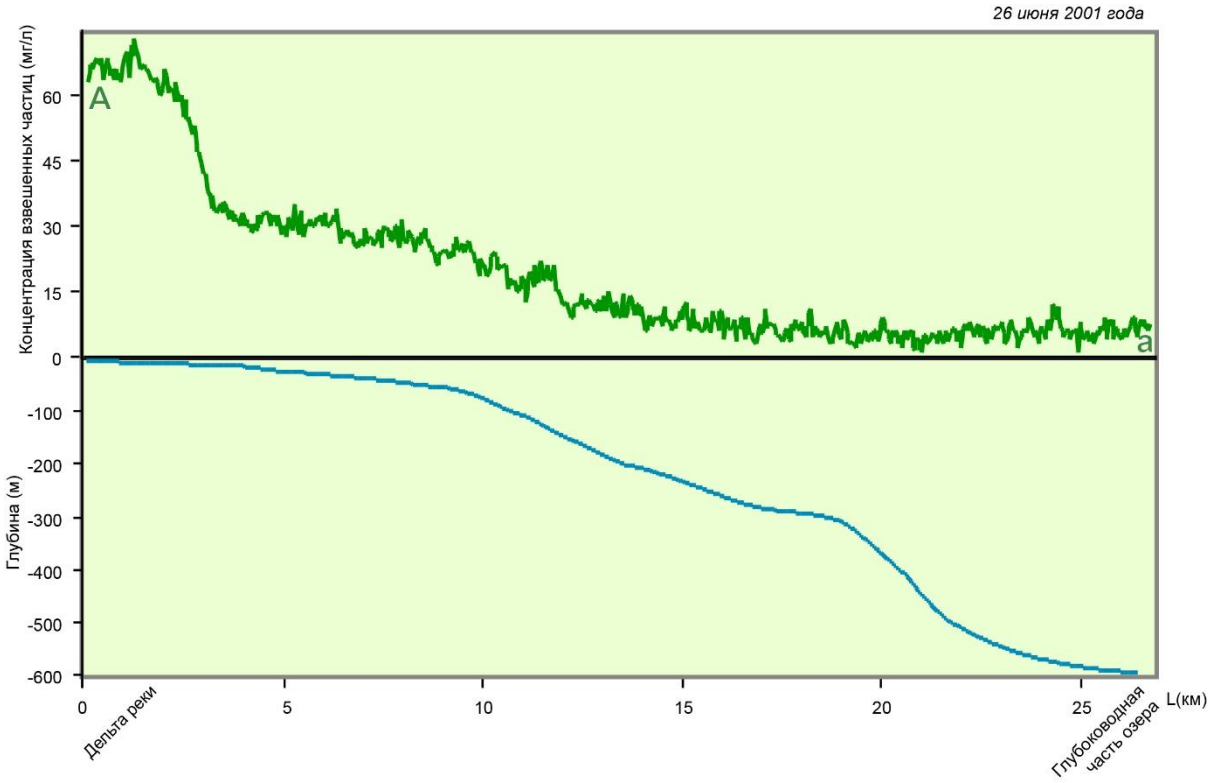
*индексы I, II, III обозначают Селенгинский, Среднеустьевский и Лобановский сектора соответственно

Приложение 14. Карты баланса Mg, Al, Ti, Tl, рассчитанные для 24.07.2014 г. Масштаб составления карт 1:150 000

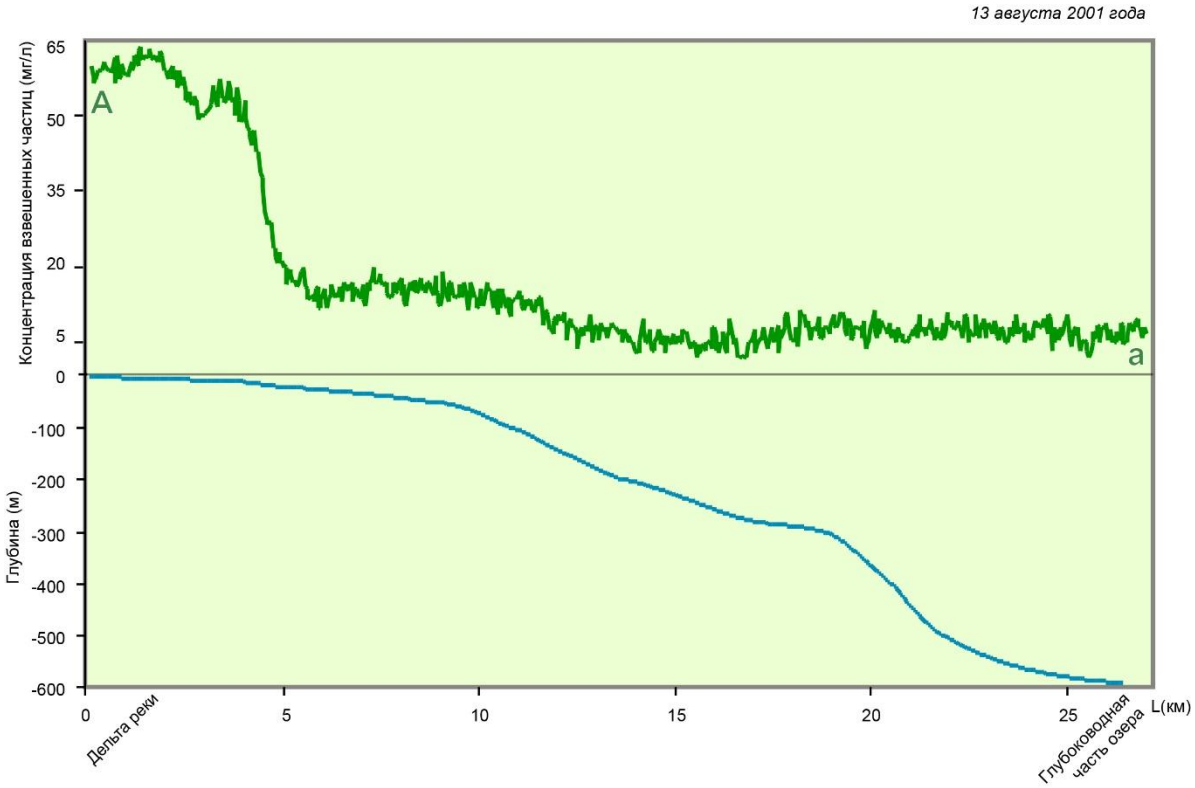


Приложение 15. Концентрация взвешенных частиц по профилю от края дельты до глубоководной части Байкала

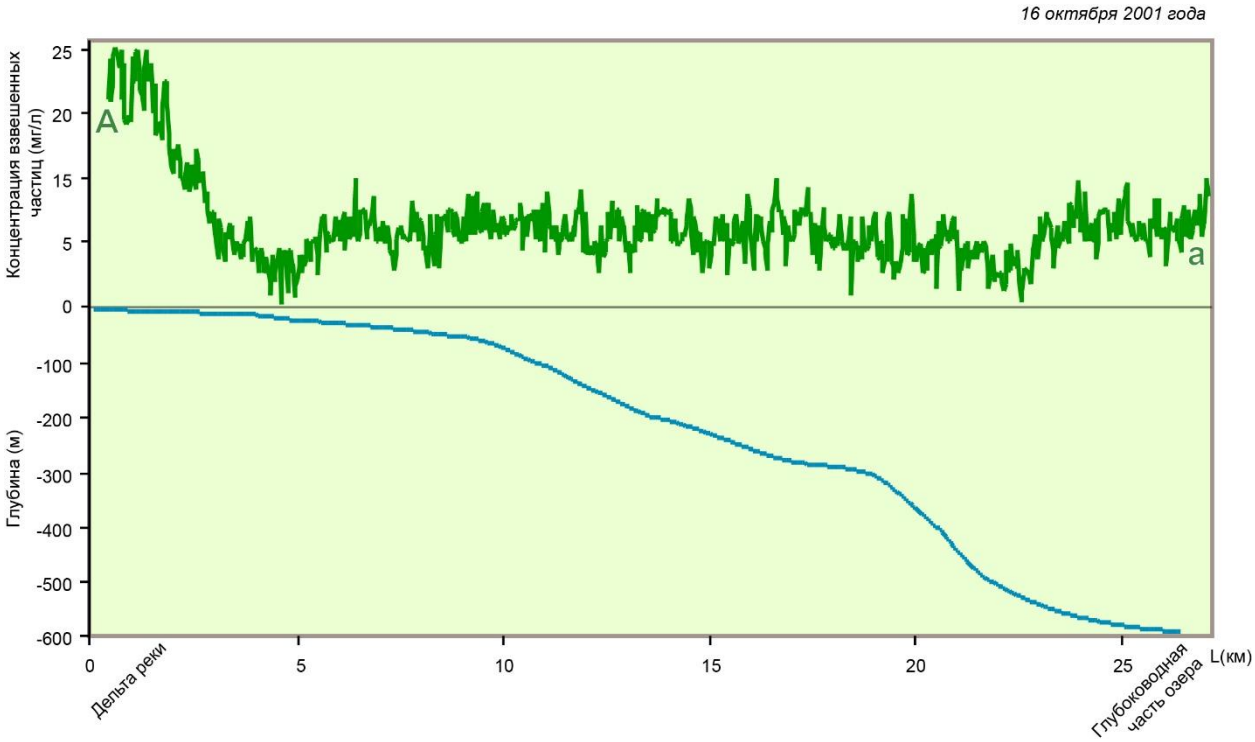
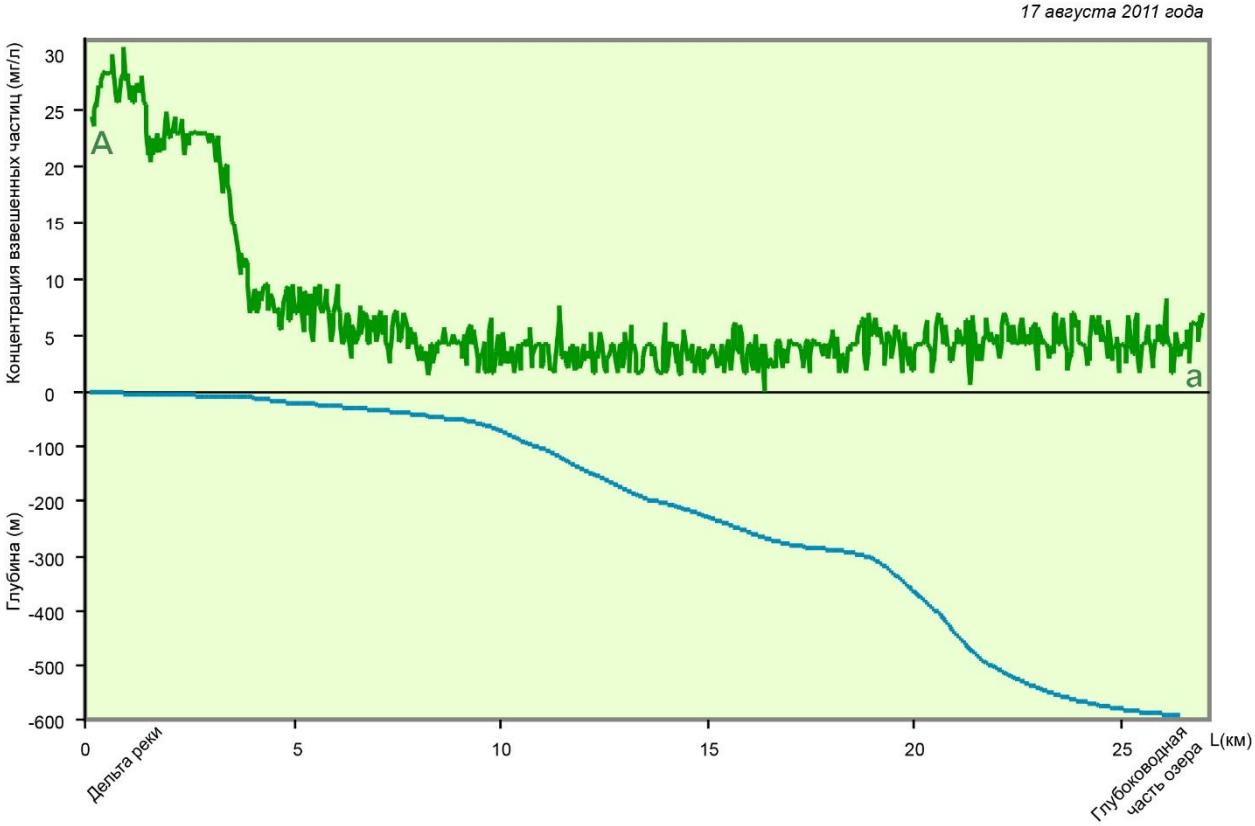
А. 26 июня 2001 г.



Б. 13 августа 2001 г.



В. 16 октября 2001 г.



Г. 17 августа 2011 г.