

М.Б. Медник, Е.П. Кунаева, М.А. Кустикова, М.А. Родионов

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДАННЫХ СЕНСОРА LANDSAT TM ДЛЯ ОЦЕНКИ
КОНЦЕНТРАЦИИ ОБЩЕГО ФОСФОРА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ
ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ФИНСКОГО ЗАЛИВА**

М.В. Mednik, E.P. Kunaeva, M.A. Kustikova, M.A. Rodionov

**ESTIMATING TOTAL PHOSPHORUS CONCENTRATION
IN SURFACE WATER USING LANDSAT TM SATELLITE IMAGERY
IN THE GULF OF FINLAND**

Рассматривается применение данных сенсора Landsat TM для анализа концентрации общего фосфора в поверхностных водах. Метод впервые был описан и применен в Китае. Предложенный метод адаптирован для прибрежных участков акватории Финского залива, что позволяет по данным дистанционного зондирования объяснить до 65 % изменчивости концентрации общего фосфора в поверхностных водах.

Ключевые слова: дистанционное зондирование, Landsat TM, общий фосфор, моделирование, Финский залив.

We compared six alternative equations to compute total phosphorus concentrations from 59 Landsat TM images from the years 1985 to 2011 in the Gulf of Finland using near-time in situ TP data as ground control point. Our results show that the remotely sensed spectral reflectance data from the Landsat TM are able to explain up to 65 % of the variance in total phosphorus for the Gulf of Finland. This implies that Landsat TM based remote sensing provides good opportunities to monitor and map TP dynamics in this area by further spatial-temporal analysis.

Key words: remote sensing, Landsat TM, total phosphorus, modeling, Gulf of Finland.

Введение

Эвтрофикация определяется как увеличение поступления питательных или органических веществ в водных экосистемах [22]. Во многих районах рост фитопланктона ограничивается наличием фосфора (P) или азота (N) [1, 7, 12, 25, 26]. При избыточном поступлении таких веществ может развиваться процесс эвтрофикации, что, в свою очередь, приводит к снижению прозрачности поверхностных вод. Повышение мутности и концентрации растворённых органических веществ способствует изменению оптических свойств водоёмов. Данные изменения, как правило, могут быть легко оценены с помощью инструмента Диск Секки, для определения прозрачности по Диску Секки (SD). Прозрачность поверхностных вод также может быть оценена с использованием оптических данных дистанционного зондирования, таких как Landsat TM. Существует множество различных комбинаций каналов, которые используются для этой цели в различных типах природных вод [4, 5, 16, 17, 18, 30, 32].

Оптические данные спутникового дистанционного зондирования также позволяют отображать и оценивать уровень эвтрофикации экосистем [5, 9, 11, 17, 23].

Хлорофилл-а (Chl-a) является хорошим индикатором фитопланктона и биомассы. Фотосинтетические пигменты водорослей отображает уникальные оптические изменения, которые могут быть количественно определены на основе мультиспектральных данных [16, 31].

Концентрация Chl-a в водоёме может быть эффективно оценена при помощи эмпирических уравнений на основе данных комбинаций каналов ТМ2 и ТМ3 сенсора Landsat ТМ [15]. Chl-a также может быть использован в качестве косвенной переменной для оценки уровня питательных веществ в поверхностных водах [32]. Например, в работе Malve и Qian (2006), была отмечена сильная линейная зависимость между Chl-a и концентрацией общего фосфора (ТР). При достаточном количестве данных *in situ* концентрации ТР соотносящихся по времени с данными дистанционного зондирования, появляется возможность выявить пространственные закономерности и временную динамику данного показателя на больших акваториях [32]. В действительности сбор полевых данных, соотносящихся с датой получения данных дистанционного зондирования, часто является затруднительной задачей, но, как правило, некоторая разница между датой выборки данных *in situ* и спутниковыми данными является допустимой. В исследовании по оценке прозрачности воды в озерах с использованием данных Landsat ТМ, Kloiber и др. (2010) пришли к выводу, что использование полевых данных в пределах до семи дней до или после даты получения спутниковых данных, можно получать приемлемые результаты при расчёте искомого показателя.

В данной статье мы сравнили уравнение, представленное Wu и др. (2010) и пять альтернативных уравнений для оценки концентрации ТР в поверхностных водах прибрежной зоны Финского залива на основе данных Landsat ТМ. Данный район подвержен значительному влиянию процессов эвтрофикации, и концентрация ТР является одной из ключевых переменных в рассматриваемом вопросе [24]. Главная цель заключается в изучении, как существующие данные гидрохимического мониторинга могут быть использованы совместно с данными Landsat ТМ для изучения закономерности и динамики распределения поверхностной концентрации ТР внутри данной области.

Методы

Финский залив лежит в восточной части Балтийского моря, имеет длину порядка 420 км, ширина колеблется от 12 км в восточной акватории Невской губы до 70–130 км в самой широкой его части, как показано на рис. 1. Залив имеет площадь поверхности 29 700 км² и площадь водосборного бассейна 421 000 км² [3]. Средняя глубина составляет 38 м, а максимальная глубина 123 м; Невская губа на востоке, в частности, достаточно мелководна, её средняя глубина составляет 6 м. Общий объём воды в Финском заливе примерно 1 130 км³ [10]. Уровень притока пресной воды составляет около 110 км³ в год, две трети притока, при этом, приходится на воды реки Невы. Уровень солёности поверхностных вод достаточно низкий, они колеблется от 1–3 psu в Невской губе до 6–7 psu в западной части Финского залива. В придонных слоях значения солёности воды, как правило, составляют около 9–10 psu [14, 20]. Температура поверхности воды

составляет около 15–17 °С в летний период и около 0 °С в зимнее время. Вертикальная и горизонтальная стратификация солености и температуры являются стабильными в течение года, однако, данные показатели подвержены скачкообразному нарушению из-за штормовых ветров и вызываемым ими волн. Установление ледяного покрова Финского залива обычно начинается в конце ноября и устанавливается вплоть до начала мая — однако, во время тёплой зимы лёд на многих участках акватории может не образовываться [27]. Динамика питательных веществ в Финском заливе в основном определяется доступностью N и P [13, 24].



Рис. 1. Финский залив — восточная часть Балтийского моря. Прямоугольники соотнесены с зоной пролёта сенсора Landsat ТМ путь 186–189, строка 18. Места отбора данных *In situ* концентрации ТР отображены на карте согласно International Council for the Exploration of the Sea и Baltic Nest [28]

Исходные данные

In situ данные концентрации ТР были получены из открытых источников, таких как International Council for the Exploration of the Sea (ICES) data portal (<http://www.ices.dk/>) и Baltic Nest [28]. В частности, следующие поставщики системы Baltic Nest, были использованы для подготовки архива *in situ* данных, в представленном исследовании: BED, Baltic Nest Institute, Stockholm University Baltic Sea Centre; Algalbase database, SYKE-FMI, Finland; Pivet, coastal database, SYKE-FMI, Finland from the Baltic Nest [28] и HELCOM sub-basins materials from the ICES data portal (<http://www.ices.dk/>).

Сцены Landsat TM, использованные в данном исследовании были получены из коллекции United States Geological Survey (<http://www.usgs.gov>). Акватория Финского залива соответствует зоне пролёта path 186–189 и row 18 спутников Landsat 4–5. Из архива United States Geological Survey (USGS) были отобраны сцены с мая по сентябрь месяцы, так как данные месяцы свободны от ледяного покрова и оптические характеристики поверхности воды остаются достаточно стабильными. Были отобраны

безоблачные сцены и имеющие достаточно близкие (± 5 дней) данные гидрохимического мониторинга *in situ* [29], 59 сцен Landsat TM были отобраны для дальнейшего анализа. Для того чтобы уменьшить возможные ошибки, местоположения участков отбора проб гидрохимического мониторинга *in situ* и снизить погрешность, связанную с разностью значений соседних пикселей, были использованы участки 3×3 пикселя, соответствующие площади 90×90 м в области отбора данных гидрохимического мониторинга *in situ*. Данное решение основывается на опыте предыдущих работ с аналогичными параметрами исследований [5, 33].

Атмосферная коррекция

Сцены Landsat TM имеют предварительный уровень обработки L1T (<https://landsat.usgs.gov/>), использована система координат WGS-84/UTM, зона 36N. Модель COST (the cosine of the solar zenith correction) [8] была применена для процедуры атмосферной коррекции полученных данных в представленной работе. Представленная модель имеет несколько основных этапов обработки данных:

1. Сконвертировать каждое минимальное значение DN (Digital Numbers) в значения показателей излучения на сенсоре (at satellite-radiance):

$$L_{\lambda, low} = \frac{L_{\max \lambda} - L_{\min \lambda}}{Q_{cal \max} - Q_{cal \min}} \cdot (Q_{cal} - Q_{cal \min}) + L_{\min \lambda}, \quad (1)$$

где L_{λ} — количество приходящего на сенсор излучения; $L_{\min \lambda}$ — количество приходящего излучения, которое после масштабирования становится $Q_{cal \min}$; $L_{\max \lambda}$ — количество приходящего излучения, которое после масштабирования становится $Q_{cal \max}$; $Q_{cal \min}$ — минимальное калиброванное значение DN; $Q_{cal \max}$ — максимальное калиброванное значение DN; Q_{cal} — калиброванное значение DN.

2. Рассчитать теоретическое значение излучения на сенсоре «темного объекта» для каждого канала, исходя из использованной процедуры атмосферной коррекции [8]:

$$L_{\lambda, 1\%} = \frac{0,01 \cdot ESUN_{\lambda} \cdot \cos^2 \theta}{\pi \cdot d^2}, \quad (2)$$

где d — расстояние от Земли до Солнца в точке получения снимка на момент съемки (Sun-Earth Distance); $ESUN$ — средняя солнечная экзоатмосферная плотность излучения (Mean Solar Exoatmospheric Spectral Irradiance).

3. Расчёт константы атмосферной коррекции для каждого канала:

$$L_{\lambda, haze} = L_{\lambda, low} - L_{\lambda, 1\%}, \quad (3)$$

где $L_{\lambda, low}$ — минимальное значение DN для каждого канала сконвертированное в at satellite-radiance; $L_{\lambda, 1\%}$ — теоретическое значение излучения на сенсоре «темного объекта» для каждого канала.

4. Расчёт атмосферно-скорректированных значений:

$$P_{\lambda} = \frac{\pi \cdot d^2 \cdot (L_{\lambda, sensor} - L_{\lambda, haze})}{ESUN \cdot \cos^2 \theta_{sz}}, \quad (4)$$

где d — расстояние от Земли до Солнца (Sun-Earth Distance) в точке получения снимка на момент съемки; θ_{sz} — зенитный угол; $L_{\lambda, haze}$ — константа атмосферной коррекции для каждого канала.

Регрессионная модель расчёта концентрации общего фосфора

Концентрация TP была рассчитана на основе данных Landsat TM с использованием оригинального уравнения, описание которого приводится в работе Wu и др. (2010), а также нескольких его вариациях. Уравнение 10 было предложено авторами представленной работы и основывается на работах Akbar и др. (2010), Andersson (2012) и Hanan и др. (2011). В итоге, представлено сравнение шести различных уравнений для оценки концентрации TP, которые выглядят следующим образом:

$$TP = TM1/3 + TM2/3, \quad (5)$$

$$TP = TM1/3 + TM3/2, \quad (6)$$

$$TP = TM1/3 + TM2/3 + TM3/2, \quad (7)$$

$$TP = TM1 + TM1/3 + TM2/3, \quad (8)$$

$$TP = TM1 + TM1/TM3 + TM3/TM2, \quad (9)$$

$$TP = TM1 + TM1/TM3 + TM2/TM3 + TM3/TM2. \quad (10)$$

В ходе регрессионного анализа, значения и факторы, полученные на основе данных Landsat TM, были установлены в качестве независимой переменной, данные гидрохимического мониторинга концентрации TP, в свою очередь, были установлены в качестве зависимой переменной. Конечные варианты регрессионных моделей были оценены с помощью метода кросс-проверки [19].

Полученная регрессивная модель показателей соотношения каналов TM1/TM3, TM2/TM3, TM3/TM2 и TM1 сенсора Landsat TM и данные гидрохимического мониторинга концентрации TP используются в качестве исходных данных модели для определения прогнозируемых значений концентрации TP в поверхностных водах прибрежной зоны Финского залива.

Результаты

Шесть различных уравнений, предназначенных для оценки концентрации TP, на основе данных Landsat TM, показали весьма разнородные результаты, как показано на

рис. 2 и в табл. 1. Наихудшая модель способна объяснить только ~15 % вариации TP, в то время как лучшая модель способна объяснить ~65 % смоделированных значений TP.

Факторы, полученные с помощью спутниковых изображений (TM1, TM1/TM3, TM2/TM3, TM3/TM2) коррелируют с данными гидрохимического мониторинга концентрации TP *in situ* в диапазоне $\pm 0-5$ дней данным со значениями R^2 в диапазоне от 0,02 до 0,289.

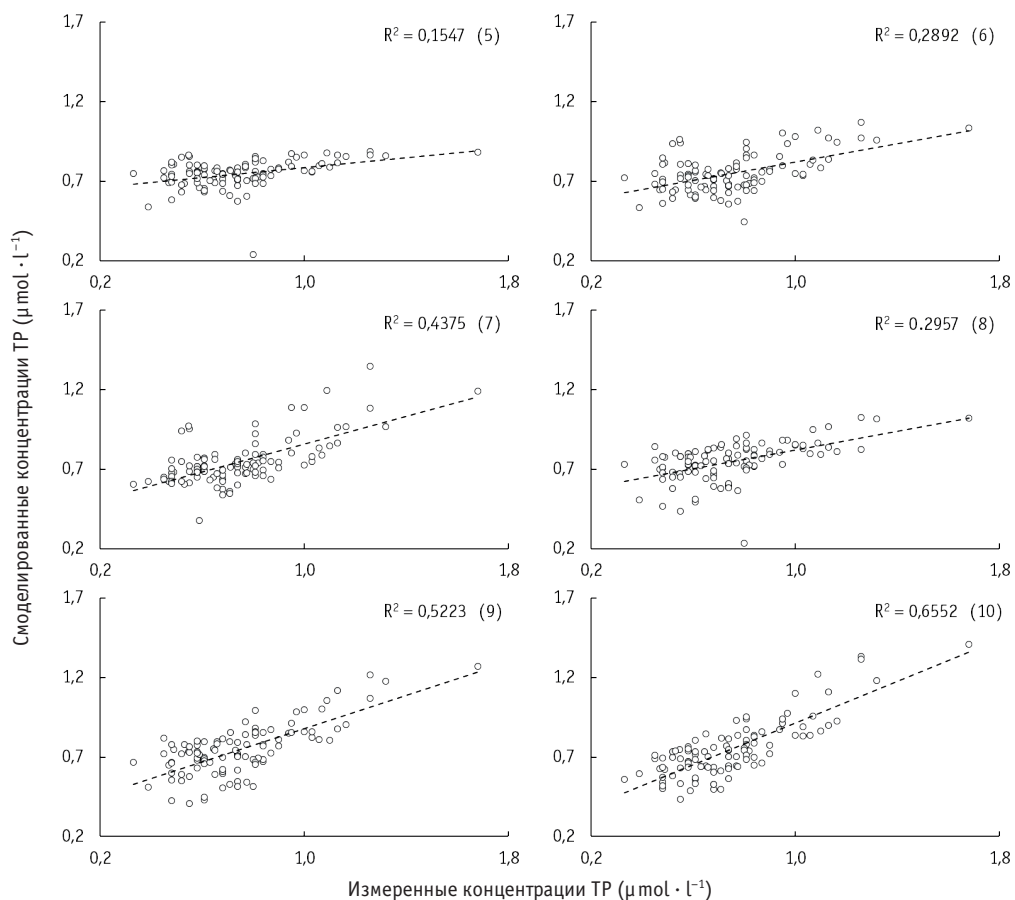


Рис. 2. Графическое представление корреляционной зависимости между показателями концентрации *in situ* общего фосфора (TP) и их смоделированными на основе данных Landsat TM значениями с использованием уравнений (5)–(10)

Корреляция между TM1 + TM1/TM3 (смоделированные значения SD) значений отражательной способности поверхности, полученных на основе данных Landsat TM и данным гидрохимического мониторинга концентрации TP способна объяснить ~16 % изменений значений концентрации TP в поверхностных водах. Соотношение между

TM2/TM3 + TM3/TM2 (смоделированные значения Chl-a) способно объяснить ~34 % изменений значений TP.

Таблица 1

Использование альтернативных регрессионных моделей для оценки концентрации общего фосфора ($\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$) на основе данных Landsat TM согласно уравнениям (5)–(10). Уравнения (9) и (10) демонстрируют высокий коэффициент корреляции (R^2) и низкую среднеквадратичную ошибку ($RMSE$)

№	Linear regression model	R^2	$RMSE$
5	$0,005(TM1/3) - 0,174(TM2/3) + 1,082$	0,15	0,209
6	$0,005(TM1/3) + 0,985(TM3/2) + 0,211$	0,28	0,192
7	$-0,246(TM1/3) + 0,697(TM2/3) + 2,855(TM3/2) - 1,723$	0,43	0,172
8	$-0,001(TM1) - 0,0542(TM1/3) - 0,301(TM2/3) + 1,496$	0,30	0,192
9	$-0,001(TM1) + 0,018(TM1/3) + 1,506(TM3/2) + 0,234$	0,52	0,158
10	$-0,001(TM1) - 0,22(TM1/3) + 0,66(TM2/3) + 3,26(TM3/2) - 1,6$	0,65	0,135

Уравнение (10) способно объяснить до 65 % значений колебаний TP. Использование значений спектрального отражения поверхности, полученных на основе данных сенсора Landsat TM, the best fit equation in this study area thus is Equation 11:

$$TP = -0,0014(TM1) - 0,2198(TM1/3) + 0,6607(TM2/3) + 3,2607(TM3/2) - 1,5991, \quad (11)$$

где коэффициент детерминации (R^2) равен 0,65; среднеквадратичная ошибка ($RMSE$) равна 0,1352; значение вероятности F (Significance F) равно $1,23E-21$; количество проб (n) = 102; количество точек — 45 для уравнения (11).

Обсуждение

Результаты представленного исследования подтверждают, что концентрация TP в поверхностных водах Финского залива может быть оценена при помощи оптических данных, полученных с сенсора Landsat TM. Полученные результаты соотносятся с выводами, представленными в работе Wu и др. (2010), где использование разработанной авторами методики было описано на примере реки Quintang в Китае. Также Andersson (2012) успешно использовал данные Landsat TM и методику, предложенную Wu и др. (2010) для оценки концентрации TP в трех шведских рек, впадающих в Балтийское море. В данных работах также высказано предположение, что подобный подход может быть использован на больших акваториях, но до представленного авторами данной работы исследования не было проведено эмпирических исследований по этому вопросу.

Сравнение различных уравнений дало весьма разнородные результаты, хотя многие из них, удовлетворительно работают в других областях. Это подчеркивает необходимость тщательно корректировать модели расчёта концентрации TP и адаптировать их к местным условиям исследуемого района, используя дополнительные данные *in situ* концентрация TP. Уравнение, предложенное описывается Wu и др. (2010)

(уравнение (9)) способно объяснить до 52 % концентрации ТР в представленном исследовании, но более высокие результаты продемонстрировало уравнение 10, которое было способно объяснить до 65 % значений концентрации ТР в поверхностных водах для выбранных точек. Тем не менее, относительно низкие значения R^2 для разных переменных представленного уравнения, не обязательно указывают на неработоспособность моделей, потому что полученные факторы не имеют прямого отношения к значениям ТР, так как концентрация ТР не может быть измерена оптически, а основана на косвенных переменных [6, 32].

Уровень достоверности в 65 % обеспечивает хорошие возможности для изучения пространственно-временных вариаций концентрации ТР в поверхностных водах прибрежных участков акватории Финского залива. Данная возможность представляет широкий потенциал для изучения из-за общей важности динамики ТР в процессе эвтрофикации в данной морской области [24]. Оценка на основе данных дистанционного зондирования должна выполняться с достаточной осторожностью, так как пространственные и временные характеристики данных дистанционного зондирования ограничены, а распределение мест отбора имеющихся данных *in situ* концентрации ТР для калибровки имеют большой пространственно-временной разброс.

Использование дополнительных источников *in situ* данных, а также разработка адаптированных классификаций для различных областей региона может быть использовано для увеличения надёжности оценки концентрации ТР на основе данных Landsat TM [6, 17]. В идеальном случае, измерения *in situ* должны проводиться по времени синхронно с датой создания спутниковых изображений, но это условие сложно реализуемо для многих регионов. Также переменные климатические особенности и другие местные факторы могут оказать существенное влияние на результаты оценки ТР и степень надёжности использования данных Landsat TM неизбежно снижается.

Заключение

Представленное исследование показало, что данные Landsat могут быть эффективно применены для определения концентрации общего фосфора в поверхностных водах Финского залива с достоверностью результатов до 65 %. Этот результат, кроме того, предполагает использование данных Landsat для отображения и контроля распределения и динамики концентрации общего фосфора в водах исследуемой акватории. Значение R^2 между измеренными концентрациями ТР и данными отражательной способности поверхности, полученными на основе показателей канала TM1 сенсора Landsat TM, составляет 0,0112. В статье Wu и др. [32] показатель R^2 корреляционного поля зависимости значений отражательной способности поверхности, полученный на основе показателей канала TM1 сенсора Landsat TM от данных гидрохимического мониторинга концентрации ТР равен 0,65, а в исследовании Andersson [6] R^2 для этой же зависимости составляет 0,1007. Существенное различие значения R^2 корреляционного поля зависимости значений отражательной способности поверхности, полученными на основе показателей канала TM1 сенсора Landsat TM от данных гидрохимического мониторинга концентрации ТР в представленных работах

указывает на то, что использование данной зависимости в дальнейших исследованиях для региона Балтийского моря, как одного из показателей модели, должно быть рассмотрено дополнительно [6], в связи с вероятностью высокой погрешности данного коэффициента.

Модель, описанная Wu и др. [32], работает показывает приемлемые показатели для поверхностных вод прибрежных районов Финского залива. Стоит учитывать и тот факт, что различные воды имеют различные свойства, а, следовательно, и отражательную способность, что делает проблематичным оценивать большие регионы без проведения дополнительных измерений на местах. Для дальнейших исследований необходимо произвести больше наземных измерений, которые по времени будут совпадать с информацией, получаемой со спутников. А также более детально учесть местные климатические особенности и временные факторы, которые могут оказать существенное влияние на результаты.

Литература

1. *Германова А.В., Фруммин Г.Т.* Поступление биогенных элементов в Балтийское море со стоком трансграничных рек. // Учёные записки РГГМУ, 2012, № 24, с. 100–106.
2. *Akbar T., Hassan Q., Achari G.* A Remote Sensing Based Framework for Predicting Water Quality of Different Source Waters. // International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 2010, vol. 34(30).
3. *Alenius P., Myrberg K., Nekrasov A.* The physical oceanography of the Gulf of Finland: a review. // Boreal Environment Research, 1998, vol. 3, pp. 97–125.
4. *Allan M.G., Hamilton D.P., Hicks B.J., Brabyn L.* Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand. // International Journal of Remote Sensing, 2011, vol. 32(7), pp. 2037–2055.
5. *Allee R.J., Johnson J.E.* Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll-a and Secchi disk depth of Bull Shoals Reservoir, Arkansas, USA. // International Journal of Remote Sensing, 1999, vol. 20(6), pp. 1057–1072.
6. *Andersson M.* Estimating Phosphorus in rivers of Central Sweden using Landsat TM data. — Sweden: Stockholm University, 2012. — 23 p.
7. *Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharply A.N., Smith V.H.* Nonpoint source pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. // Ecological Applications, 1998, vol. 8(3), pp. 559–568.
8. *Chavez P.S.* Image-based atmospheric corrections — Revisited and Improved. // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1996, vol. 62(9), pp. 1025–1036.
9. *Erkkilä A., Kalliola R.* Patterns and dynamics of coastal waters in multi-temporal satellite images: support to water quality monitoring in the Archipelago Sea, Finland. // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004, vol. 60(2), pp. 165–177.
10. *Falkenmark M., Mikulski Z.* The Baltic Sea — a semi-enclosed sea, as seen by the hydrologist. // Nordic Hydrology, 1975, vol. 6, pp. 115–136.
11. *Giardino C., Pepe M., Brivio P.A., Ghezzi P., Zilioli E.* Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. // The science of the Total Environment, 2001, vol. 268, pp. 19–29.
12. *Grizetti B., Boraoui F., Aloe A.* Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. // Global Change Biology, 2011, vol. 18, pp. 769–782.
13. *Gulati R.D., Van Donk E.* Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state of the art review. // Hydrobiologia, 2002, vol. 478, pp. 73–106.
14. *Haapala J., Alenius P.* Temperature and salinity statistics for the Northern Baltic Sea 1961–1990. // Finnish Marine Research, 1994, vol. 262, pp. 51–121.
15. *Hanan Farag, Ayman El-Gamal* Assessment of the Eutrophic Status of Lake Burullus (Egypt) using Remote Sensing. // International Journal of Environmental Science and Engineering (IJESE), 2011, vol. 2, pp. 61–74.

16. *Härmä P., Vepsäläinen J., Hannonen T., Pyhälähti T., Kämäri J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S.* Detection of Water Quality using Simulated Satellite Data and Semi-empirical Algorithms in Finland. // *The Science of Total Environment*, 2001, vol. 268, pp. 107–121.
17. *Kloiber S.M., Brezonik P.L., Olmanson L.G., Bauer M.E.* A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. // *Remote Sensing of the Environment*, 2002, vol. 82, pp. 38–47.
18. *Kratzer S., Hekansson B., Sahlin C.* Assessing secchi and photic zone depth in the Baltic Sea from satellite data. // *Ambio*, 2003, vol. 32(8), pp. 577–585.
19. *Kutner M.H., Neter J., Nachtsheim C.J., William L.* *Applied Linear Statistical Models*. — Burr Ridge, Illinois: Irwin Professional Pub, 2004. — 1396 p.
20. *Mälkki P., Tamsalu R.* Physical features of the Baltic Sea. // *Finnish Marine Research*, 1985, vol. 252, pp. 1–110.
21. *Malve O., Qian S.* Estimating nutrients and chlorophyll a relationships in Finnish Lakes. // *Environmental Science and Technology*, 2006, vol. 40(24), pp. 7848–7853.
22. *Nixon S.W.* Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. // *Ophelia*, 1995, vol. 41, pp. 199–219.
23. *Olmanson L.G., Brezonik P.L., Bauer M.E.* Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments. // *Water Resource Research*, 2011, vol. 47(9), W09515.
24. *Pitkänen H., Tamminen T.* Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. // *Marine Ecology Progress Series*, 1995, vol. 129(1), pp. 283–294.
25. *Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson E., Chapin S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A.* A safe operating space for humanity. // *Nature*, 2009, vol. 461, pp. 472–475.
26. *Savage C., Leavitt P.R., Elmgren R.* Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. // *Limnology and Oceanography*, 2010, vol. 55(3), pp. 1033–1046.
27. *Seinä A., Peltola J.* Duration of the ice season and statistics of fast ice thickness along the Finnish coast 1961–1990. // *Finnish Marine Research*, 1991, vol. 258, pp. 3–46.
28. *Sokolov A., Axe P., Bock S., Kaitala S., Manscher O.H., Rodriguez-Medina M., Olsonen R., Priha I., Tikka K.* Access to distributed marine databases on the Baltic Sea. // *EGU General Assembly Conference Abstracts (Vienna, Austria)*, 2012, vol. 14, p. 7935.
29. *Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., Macomber S.A.* Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? // *Remote Sensing of Environment*, vol. 75(2), pp. 230–240.
30. *Sriwongsitanon N., Surakit K., Thianpopirug S.* Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. // *Journal of Hydrology*, 2011, vol. 401, pp. 203–220.
31. *Wellman S., Redden A., Rissik D., Scanes P.* Phytoplankton production in near-pristine and urban-influenced coastal lagoons. // *Proceedings of the annual conference of the Australian Marine Sciences Association*, 2002, Fremantle, WA, Australian Marine Sciences Association, Perth.
32. *Wu C., Wu J., Qi J., Zhang L., Huang H., Lou L., Chen Y.* Empirical estimation of total phosphorus concentrations in the mainstream of the Quintang River in China using Landsat TM data. // *International Journal of Remote Sensing*, 2010, vol. 31(9), pp. 2309–2324.
33. *Yacobi Y.Z., Gitelson A.A., Mayo M.* Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using high-spectral-resolution radiometer and Landsat TM: spectral features of reflectance and algorithm development. // *Journal of Plankton Research*, 1995, vol. 17(11), pp. 2155–2173.