

# Monitoring Hiltruper See 2009



erstellt für



Amt für Grünflächen und Umweltschutz  
Albersloher Weg 33, 48127 Münster

von

Büro für Umweltgutachten



Fuhrmannsweg 39, 48369 Saerbeck

Tel. 0 25 74/88 79 59

Fax 0 25 74/88 82 68

E-Mail: Boenert.AgL@t-online.de

Bearbeiter:

Saerbeck, den 19.11.2009

Dipl.-Biologe A. Boenert

## Inhalt

1. Veranlassung.....	4
2. Methodik .....	4
2.1    Probestellen und Termine .....	4
2.2    Untersuchungsparameter .....	4
2.2.1    Vor-Ort-Messungen .....	4
2.2.2    Laboranalytik Wasserproben.....	4
2.2.3    Probenahme und Untersuchung des Plankton .....	4
2.2.4    Probenahme und Untersuchung der Unterwasserpflanzen .....	2
2.2.5    Literaturstudie .....	2
3. Ergebnisse und Bewertung .....	2
3.1    Morphometrie .....	2
3.2    Klima.....	2
3.3    Physikalische Werte und Chlorophyll-a.....	6
3.3.1    Wassertemperatur .....	6
3.3.2    Sauerstoff (Gehalt und Sättigung).....	6
3.3.3    Leitfähigkeit.....	6
3.3.4    PH-Wert .....	6
3.3.5    Chlorophyll-a-Konzentration .....	10
3.3.6    Sichttiefe .....	10
3.4    Planktonuntersuchung.....	10
3.5    Untersuchung der Unterwasserpflanzen (submerse Makrophyten) .....	13
3.6    Nährstoffmessungen .....	15
3.6.1.    Phosphorgehalt .....	15
3.6.2    Stickstoffgehalt .....	15
3.7    Regenwasser.....	20
3.8    Trophiestatus .....	20
4. Trophietabellen .....	21
5. Literaturvergleich .....	22
5.1    Problemdiskussion .....	22
5.2    alternierende Zustände.....	22
5.3    Schwellenwert für Gesamt-P.....	23
5.4    Pflanzliche „Kampfmittel“ .....	23
5.5    Submerse Makrophyten .....	24
7. Aussichten .....	27
8. Literaturliste .....	28

## Abbildungsverzeichnis

Abb.1: monatliche Niederschlagssummen in Münster: langjähriges Mittel (1961-90) und Untersuchungszeiträume 2008 und 2009; Veränderungen des Wasserspiegels an einer Referenzstelle 2008 und 2009 .....	3
Abb.2: monatliche Temperaturmittelwerte in Münster: langjähriges Mittel (1961-90) und Untersuchungszeiträume 2008 und 2009; Wassertemperatur in 1m Tiefe 2008 und 2009 .....	3
Abb.3: Jahresgang der Wassertemperaturen im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	4
Abb.4: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	4
Abb.5: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	5
Abb.6: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Südteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	5
Abb.7: Jahresgang der Leitfähigkeit im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	7
Abb.8: Jahresgang des pH-Wertes im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009.....	7
Abb.9: pH-Werte und Chlorophyll-a-Konzentration im Hiltruper See 1977 bis 2009.....	8
Abb.10: Jahresgang des Chlorophyll-a-Gehalts im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 * Messungen mittels „algae torch“ (Hirschmann, Stadt Münster 2009).....	8
Abb.11: Jahresgang der Sichttiefe im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009 .....	9
Abb.12: Jahresgang der Sichttiefe im Südteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009.....	9
Abb.13: Schlierenbildung / Aufrahmung von Blaualgen am Nordostufer am 16.09.09 .....	12
Abb.14: Makrophytenbedeckung in den Seeteilen des Hiltruper Sees 2009 (schraffierte Fläche: Ceratophyllum 2008) .....	12
Abb.15: Elodea-Bestände im Südteil des Hiltruper Sees am 27.08.2009 .....	13
Abb.16: Jahresverlauf der Biomasseentwicklung (Abtropfgewicht in t) der Unterwasserpflanzen in den Seeteilen des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich Werte 2008 schwach unterlegt.....	14
Abb.17: Anteile des gelösten ortho-Phosphat-P und organisch gebundenen Phosphors im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009.....	16
Abb.18: Anteile des gelösten ortho-Phosphat-P und organisch gebundenen Phosphors im Südteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009.....	16
Abb.19: Gesamt-P in der oberflächennahen Schicht und zusätzliche Freisetzung über Grund im Nordostteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009 .....	16
Abb.20: Jahresverlauf der P-Fractionen im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt.....	17
Abb.21: Jahresverlauf der P-Fractionen im Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt.....	17
Abb.22: Vergleich der Jahresentwicklung von Biomasse und P-Gehalt in den Makrophyten des Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt .....	18
Abb.23: Jahresverlauf der N-Fractionen im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt.....	18
Abb.24: Jahresverlauf der N-Fractionen im Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt.....	19

Abb.25: Regenwassersammler am Hiltruper See; Sammlung erfolgt über auf einen auf dem Rohr montierten Auffangtrichter mit Filter. ....	20
Abb.26: Verbreitung von: <i>Myriophyllum spicatum</i> L. in Deutschland (BfN 2006 ; aus: Floraweb.de) ..	24
Abb.27: Verbreitung von: <i>Ceratophyllum demersum</i> L. in Deutschland (BfN 2006; aus: Floraweb.de)24	
Abb.28: Verbreitung von: <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John in Deutschland (BfN 2006; aus: Floraweb.de) ..	25

---

## Tabellenverzeichnis

Tab.1: Wasservolumen und Fläche der Seeteilbereiche im Hiltruper See (gerundet) 2008 und 2009 ..	2
Tab.2: Tiefe der Seeteilbereiche im Hiltruper See .....	2
Tab.3: Übersicht der dominanten Phytoplanktonarten in der Sommerperiode 2008 und an den Terminen 2009; Häufigkeit in 5 Klassen von 1= einzeln bis 5 = Massenentwicklung .....	11
Tab.4: Übersicht der dominanten Zooplanktonarten in der Sommerperiode 2008 und an den Terminen 2009 Häufigkeit in 5 Klassen von 1= einzeln bis 5 = Massenentwicklung.....	11
Tab.5: Regenwassermessungen (Zwischenstand) am Hiltruper See 2009 und Vergleichsdaten .....	19
Tab.6: Abschätzung des Trophiegrades nach den im OECD-Programm untersuchten Gewässern; nach Vollenweider (1979); m = Mittelwert, SD = Standardabweichung; im Vergleich hierzu: rechte Spalte Hiltruper See 2009 (n.g. = nicht gemessen)(ü.G. = über Grund) .....	21
Tab.7: Kennzeichen verschiedener Trophiegrade (nach DVWK 1988); im Vergleich unten: Hiltruper See 2009 .....	21

## 1. Veranlassung

An dem im Süden der Stadt Münster gelegenen Hiltruper See (svw. „Steiner See“) wurde 2009 ein Ende 2007 begonnenes Monitoring fortgesetzt, das zur Untersuchung der Problematik von neu auftretenden Algenblüten in einem ehemals wasserpflanzendominierten Flachsee beitragen sollte.

Nach den umfangreichen Untersuchungen 2008 wurde das Monitoring 2009 auf 4 Messtermine beschränkt.

Zusätzlich wurde im September eine Regenwassersammelstelle installiert und mit monatlichen Messungen begonnen, um den Nährstoffeintrag über den Niederschlag genauer zu quantifizieren.

Weiterhin wurde die vergleichende Auswertung spezifischer Literatur beauftragt.

## 2. Methodik

### 2.1 Probestellen und Termine

Die 2008 festgelegten Probestellen wurden auch bei den Untersuchungen 2009 verwendet:

**Nordwest:** im flacheren NW-Teil des Nordbeckens nahe der Hotelanlage

**Nordost:** im Bereich der tiefsten Stelle des Sees im NO-Teil des Nordbeckens.

**Süd:** in der Mitte des Südbeckens.

Die **Termine** wurden im Zeitraum Juni-September gewählt, in dem die höchste Algenproduktion zu erwarten ist.

09.06.2009

04.08.2009

27.08.2009

16.09.2009

Die Beprobung der Unterwasserpflanzen wurde an den o.g. Terminen in den 2008 definierten Bereichen vorgenommen, die nochmals durch Stichproben und Schnorcheltauchen verifiziert.

**Nordwest:** im flacheren NW-Teil des Nordbeckens zwischen der Hotelanlage und dem Bootssteg des Segelclubs.

**Nordost:** im mittleren bis flacheren Bereich der Bucht Sees im NO-Teil des Nordbeckens.

**Süd:** in der Mitte des Südbeckens.

### 2.2 Untersuchungsparameter

#### 2.2.1 Vor-Ort-Messungen

Probenahme und vor-Ort-Messungen wurden an den beschriebenen Punkten vom Boot aus durchgeführt.

Die relative Seetiefe (m) wurde an einem markierten Punkt am Steg aufgezeichnet.

Es wurde die Sichttiefe (m) mit einer Secchi-Scheibe bestimmt.

Mittels Elektroden wurden an den Probestellen vor Ort folgende Vertikal-Messprofile aufgenommen:

- Sauerstoff (Gehalt in mg/l)
- Sauerstoff (Sättigung in %)
- Temperatur (°C)
- PH-Wert
- Elektr. Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

Mittels Pumpe wurden Wasserproben entnommen und im Labor analysiert.

Der im August 2009 aufgestellte Regenwassersammler wurde monatlich beprobt, die Wassermenge festgestellt und die Proben im Labor analysiert.

#### 2.2.2 Laboranalytik Wasserproben

Aus ca. 1m Tiefe wurde an allen Probestellen Wasserproben entnommen, an der Probestelle Nordost zusätzlich eine Probe aus der Schicht über Grund in 4m Tiefe.

In allen Wasserproben aus 1m Tiefe wurde der Gehalt an Chlorophyll-a ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) bestimmt.

In allen Wasserproben des See und den Regenwasserproben wurden folgende Parameter analysiert:

- Gesamt-N (mg/l)
- Nitrat-N (mg/l)
- Ammonium-N (mg/l)
- Gesamt-P (mg/l)
- Ortho-Phosphat-P (mg/l)

#### 2.2.3 Probenahme und Untersuchung des Plankton

An allen Terminen wurde für mit Planktonnetzen der Maschenweite  $55\mu\text{m}$  und  $150\mu\text{m}$  jeweils ein Vertikalzug an den Probestellen der drei Seeteile durchgeführt, bei der Beprobung vom Boot über eine definierte Wassersäule von 2m, bei der

Beprobung vom Ufer vom Grund zur Oberfläche.

Die Bestimmung der dominanten Planktonarten und Abschätzung in Häufigkeitsklassen erfolgte in allen Proben.

#### 2.2.4 Probenahme und Untersuchung der Unterwasserpflanzen

In den mittels Schnorcheltauchen evaluierten Bereichen wurden jeweils mehrere „Züge“ der Unterwasserpflanzen mit einem Pflanzenrechen über eine mittels GPS bestimmte Strecke gemittelt. Die entnommene Biomasse wurde in einen Flächenbezug zu der in Rechenbreite beprobten Strecke gesetzt.

In allen Proben wurde die Zusammensetzung der Pflanzenarten abgeschätzt. Das Abtropfgewicht der Proben wurde bestimmt, in Teilproben wurden die Trockenmasse und die Gehalte an Gesamt-P und Gesamt-N analysiert.

#### 2.2.5 Literaturstudie

Zu der Dynamik von Wasserpflanzenbesiedlung und Algenproduktion an Flachseen wurde Literatur über vergleichbare Untersuchungen recherchiert und ausgewertet.

### 3. Ergebnisse und Bewertung

#### 3.1 Morphometrie

Die Aufteilung des Sees in das Südbecken und die zwei Kompartimente des Nordbeckens wurde auf der Grundlage der Untersuchung 2008 beibehalten.

Da 2009 die Wasserstände durch langandauernde trockenere Witterung um ca. 0,5m sanken, verringerte sich das Volumen der Seeteile entsprechend. Aufgrund der zumeist steileren Ufer war in der Seefläche nur eine geringe Abnahme zu vermuten.

Tab.1: Wasservolumen und Fläche der Seeteilbereiche im Hiltruper See (gerundet) 2008 und 2009

Seeteil	Volumen ( m <sup>3</sup> ) 2008	Volumen ( m <sup>3</sup> ) 2009	Fläche (m <sup>2</sup> )
Nordwest	83.400	67.400	31.600
Nordost	148.400	122.600	51.550
Süd	130.600	96.100	69.000

Tab.2: Tiefe der Seeteilbereiche im Hiltruper See

Seeteil	tiefste Stelle (m) 2008	Durchschnittstiefe (m) 2008	tiefste Stelle (m) 2009	Durchschnittstiefe (m) 2009
Nordwest	4,5	2,6	4,0	2,1
Nordost	3,5	2,9	3,0	2,4
Süd	2,5	1,6	2,0	1,4

#### 3.2 Klima

Als Quelle dienten Klimadaten des Deutschen Wetterdienste vom ca. 27km nördlich gelegenen Flughafen Münster-Osnabrück.

Nachdem 2008 gegenüber dem langjährigen Mittels (1961-90) in Münster (757mm) mit 860mm wesentlich mehr Niederschlag gefallen war, fiel der Zeitraum 2009 im Gegensatz hierzu sehr trocken aus (673mm). Die in der zweiten Jahreshälfte gewonnenen Vergleichsdaten direkt am See fielen noch geringer aus.

Abb.1 zeigt, dass die Perioden mit weitaus geringeren Niederschlägen im Dezember 2008 und Januar, April und August 2009 lagen.

Der im November 2008 begonnene Rückgang des Seewasserspiegels hatte sich 2009 fortgesetzt, eine direkte Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen war nicht erkennbar.

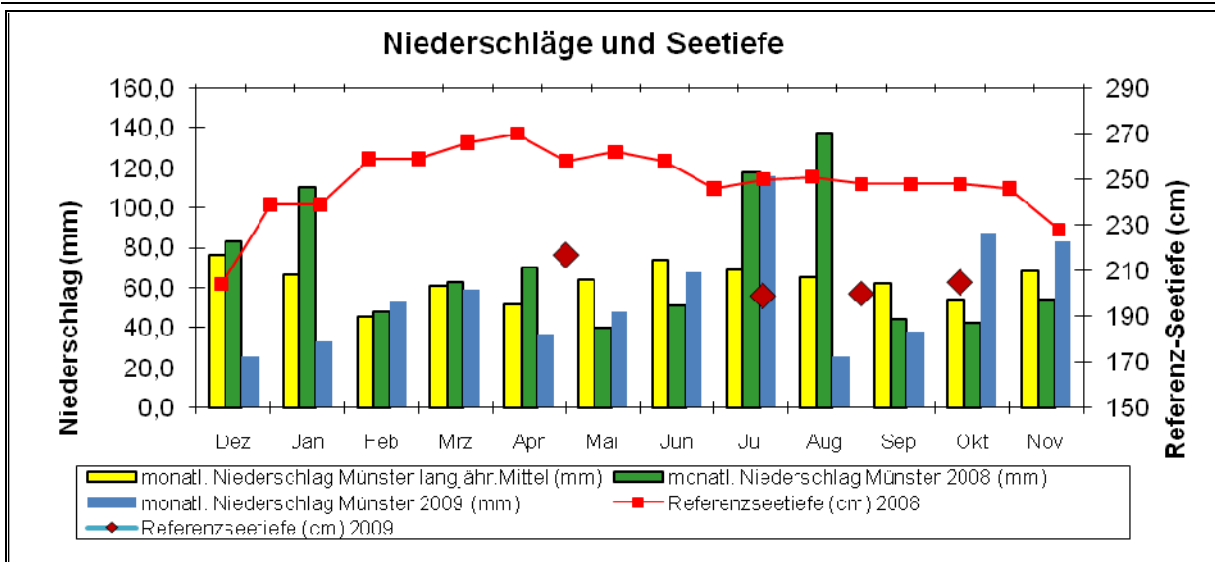
Der Jahresdurchschnitt der Temperatur lag auch 2009 um ca. 1 °C höher, als im langjährigen Mittel (1961-90; Quelle: Deutscher Wetterdienst) (Abb.2).

Allerdings fielen die Wintermonate Dezember und Januar in dieser Periode kühler aus, als das langjährige Mittel; der April 2009 wies mit einem um fast 5°C höheren Wert auf die ungewöhnlich früh einsetzende Erwärmung hin. Nach den ebenfalls überdurchschnittlich hohen Temperaturen im Mai fielen auch die Sommermonate Juli und August 2009 wärmer aus. Im November wurde nochmals ein um 5°C höherer Wert als das langjährige Mittel erreicht.

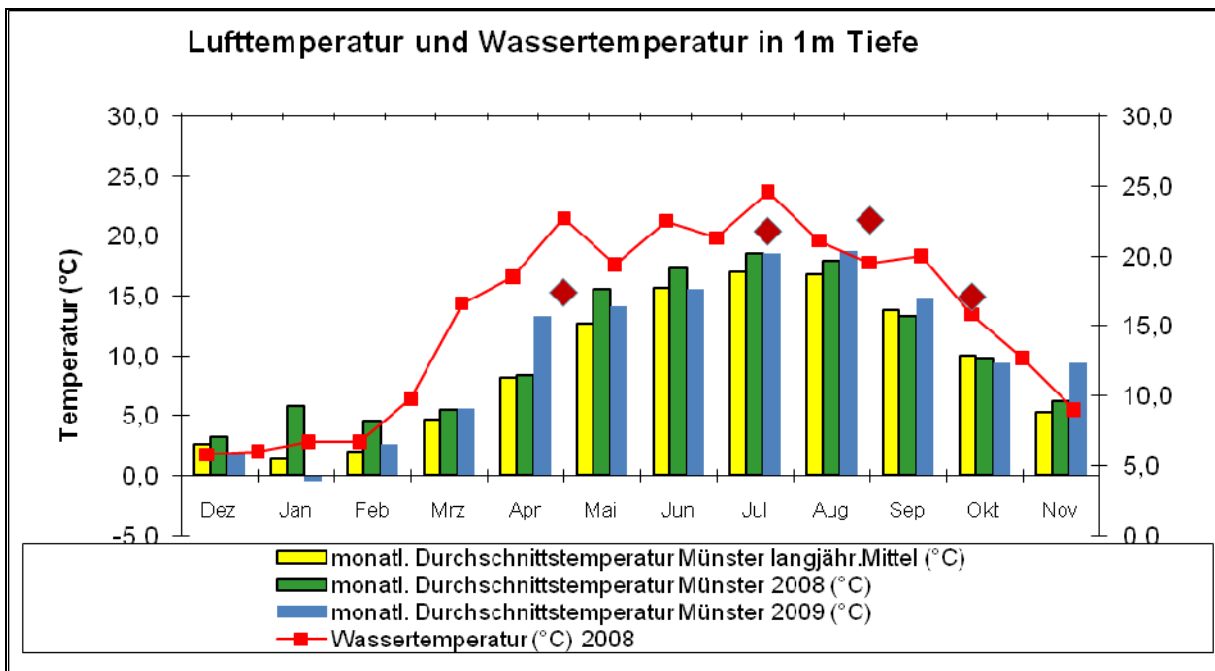
Die Wassertemperatur folgte im Wesentlichen den Ganglinien der Luftwerte.

**Im Gegensatz zum Untersuchungszeitraum 2008 fehlte 2009 die milde Winterperiode.**

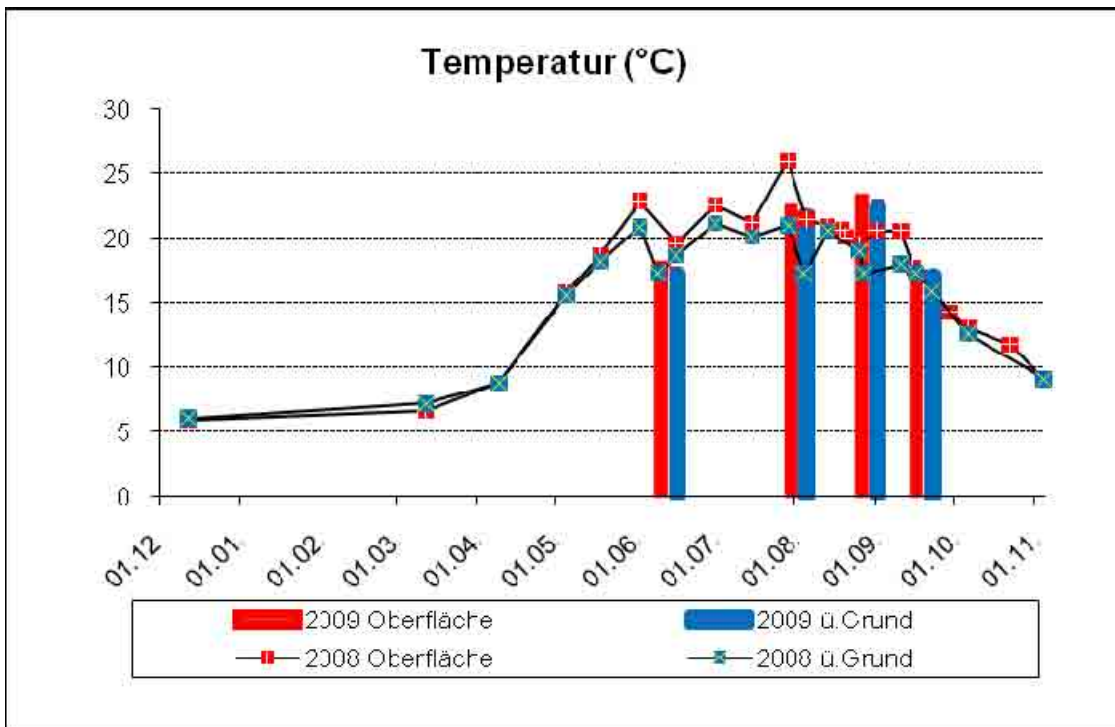
**Die einsetzende Erwärmung fiel 2009 sogar noch früher aus (April), die Hochsommermonate waren noch wärmer, allerdings folgte 2009 dem regenreichen Juli ein extrem trockener August. Im November lagen die Temperaturen 2009 noch deutlich über dem langjährigen Mittel.**



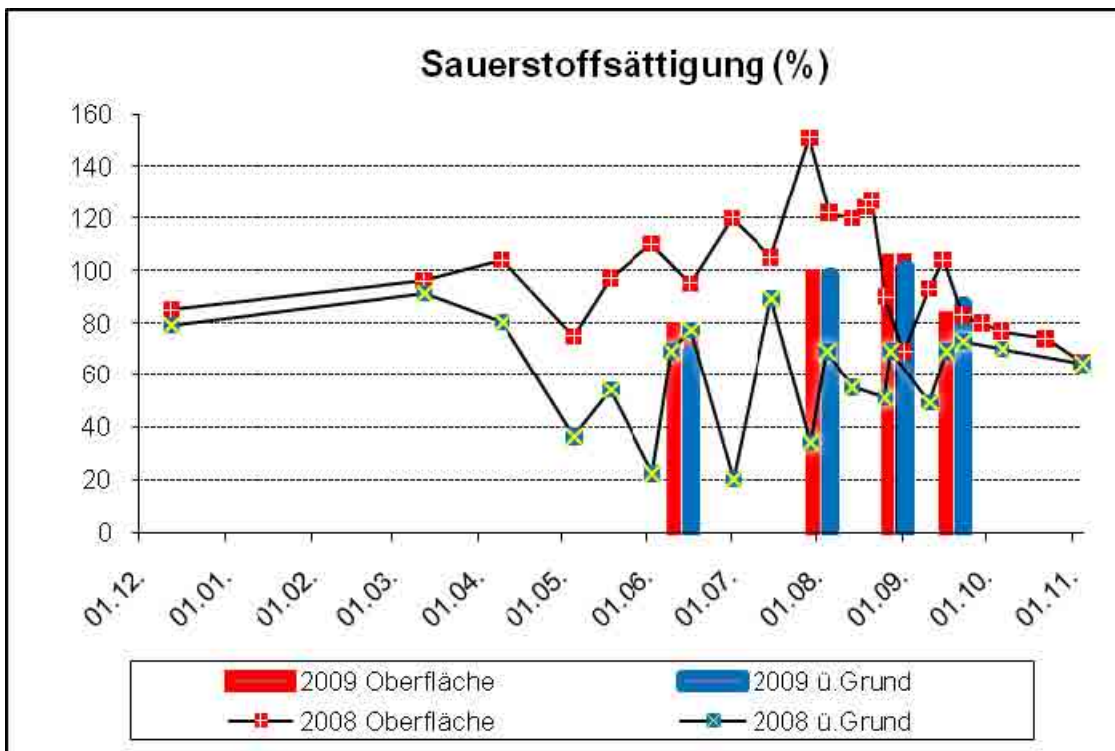
**Abb.1: monatliche Niederschlagssummen in Münster: langjähriges Mittel (1961-90) und Untersuchungszeiträume 2008 und 2009; Veränderungen des Wasserspiegels an einer Referenzstelle 2008 und 2009**



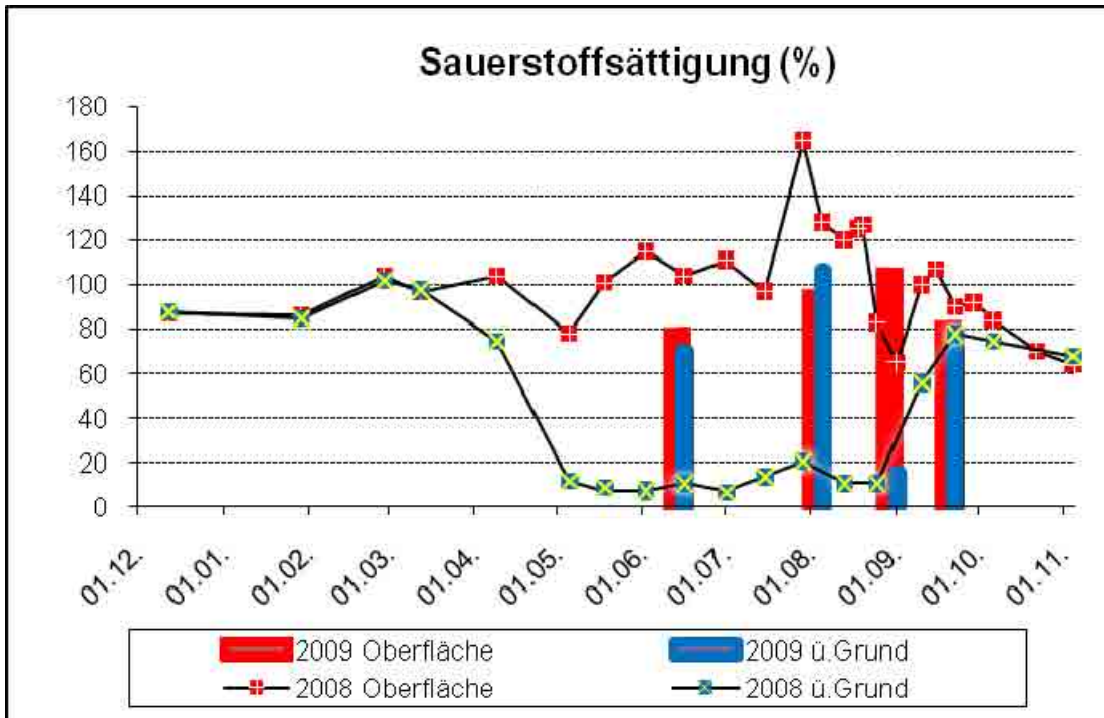
**Abb.2: monatliche Temperaturmittelwerte in Münster: langjähriges Mittel (1961-90) und Untersuchungszeiträume 2008 und 2009; Wassertemperatur in 1m Tiefe 2008 und 2009**



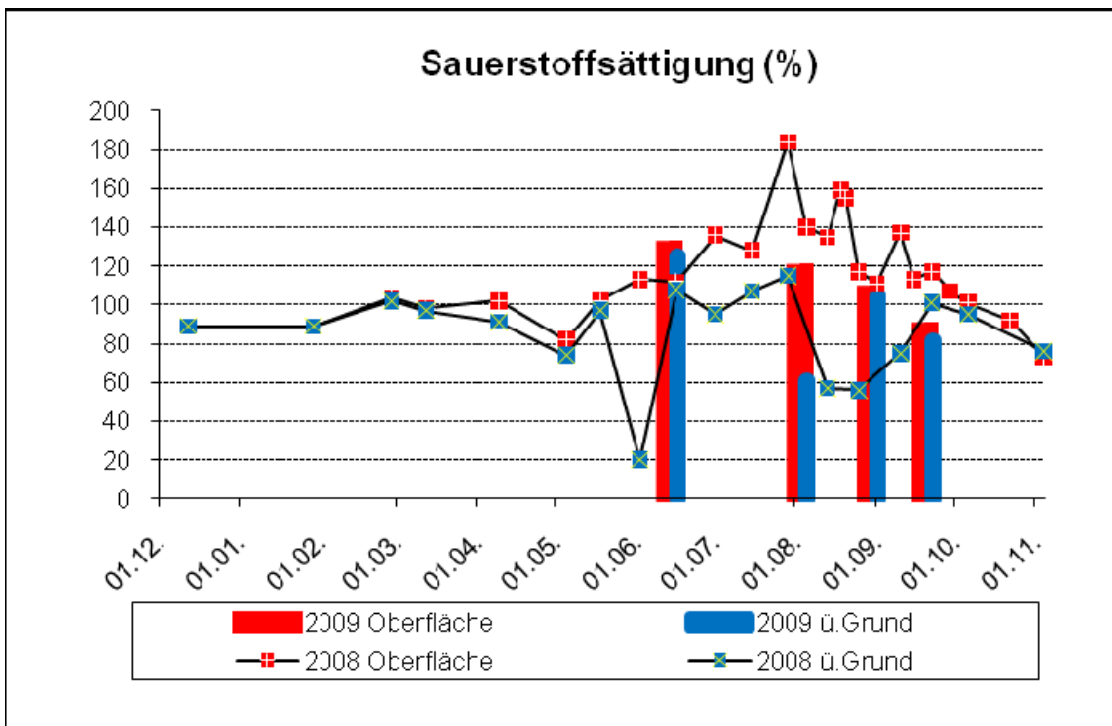
**Abb.3: Jahresgang der Wassertemperaturen im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**



**Abb.4: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**



**Abb.5: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**



**Abb.6: Jahresgang der Sauerstoffsättigung im Südteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**

### 3.3 Physikalische Werte und Chlorophyll-a

#### 3.3.1 Wassertemperatur

**Info:** In einem See kann sich im Sommer zwischen dem oberflächennahen Wasserkörper (Epilimnion) und dem Tiefenwasser (Hypolimnion) ein Temperaturgefälle ausbilden, das in der "Sprungschicht" (Metalimnion) stark ausgeprägt ist (Sommerstagnation). In Frühjahr und Herbst wird der Wasserkörper, abhängig von verschiedenen limnophysikalischen Faktoren, zumeist größtenteils durchmischt (Frühjahrs- und Herbstzirkulation). Nach Abkühlung des gesamten Wasserkörpers auf 4 °C und stärkerer Abkühlung an der Oberfläche (Eisbildung) kann auch im Winter wiederum eine Stagnationsphase mit umgekehrtem Temperaturgefälle eintreten

2009 waren an den 4 Terminen nur geringe Temperaturgradienten zwischen Oberfläche und Tiefe aufgetreten (Abb.3). In allen drei Seeteilen war der Wasserkörper auch in der Sommerperiode zumeist durchmischt.

#### 3.3.2 Sauerstoff (Gehalt und Sättigung)

**Info:** Ein ausreichender Sauerstoffgehalt bildet die Lebensgrundlage für die höheren Organismen in einem See. Die Sättigung des Wassers mit Sauerstoff wird von physikalischen Prozessen (temperaturabhängig) und in größerem Maß von biologischen Prozessen bestimmt. Bei einer höheren Biomasseproduktion durch pflanzliche Organismen (Phytoplankton, aquatische submerse Makrophyten) kann die Sättigung weit über 100% ansteigen. Mit der Zunahme von bakteriellen Abbauprozessen organischer Materie können durch den einhergehenden Sauerstoffverbrauch anaerobe Verhältnisse entstehen. Insbesondere an die tiefsten Stellen eines Sees wird durch Sedimentation und Horizontaltransport ein größerer Anteil der zersetzenden Biomasse verfrachtet, so dass dort auch die größten Sauerstoffdefizite entstehen.

In nährstoffreichen Seen mit hoher Primärproduktion sind demnach hohe Extrema im Vertikalprofil zu erwarten.

Im Gegensatz zum Vorjahr wurden 2009 an keinem der 4 Termine im Nordbecken überhöhte Werte der Sauerstoffsättigung gemessen (Abb.4 und Abb.5), Im Südbecken fiel der einzige Übersättigungswert im Juni mit 125% deutlich geringer aus (Maximalwert 2008 187%) (Abb.6).

Nur im Nordostteil des Sees war Ende August 2009 ein deutliches Sauerstoffdefizit (10%) über Grund entstanden (Abb.5), im Südbecken betrug der Wert Anfang August über Grund mit 61% nur die Hälfte des Oberflächenwerts

#### 3.3.3 Leitfähigkeit

**Info:** Die elektrische Leitfähigkeit hängt von der Gesamt-Ionenkonzentration im See ab. Sie wird vor allem durch geogene Prozesse im zufließenden Grundwasser, aber auch durch Akkumulation von Abbauprodukten im See, wie auch durch Niederschläge und externe Stoffeinträge beeinflusst.

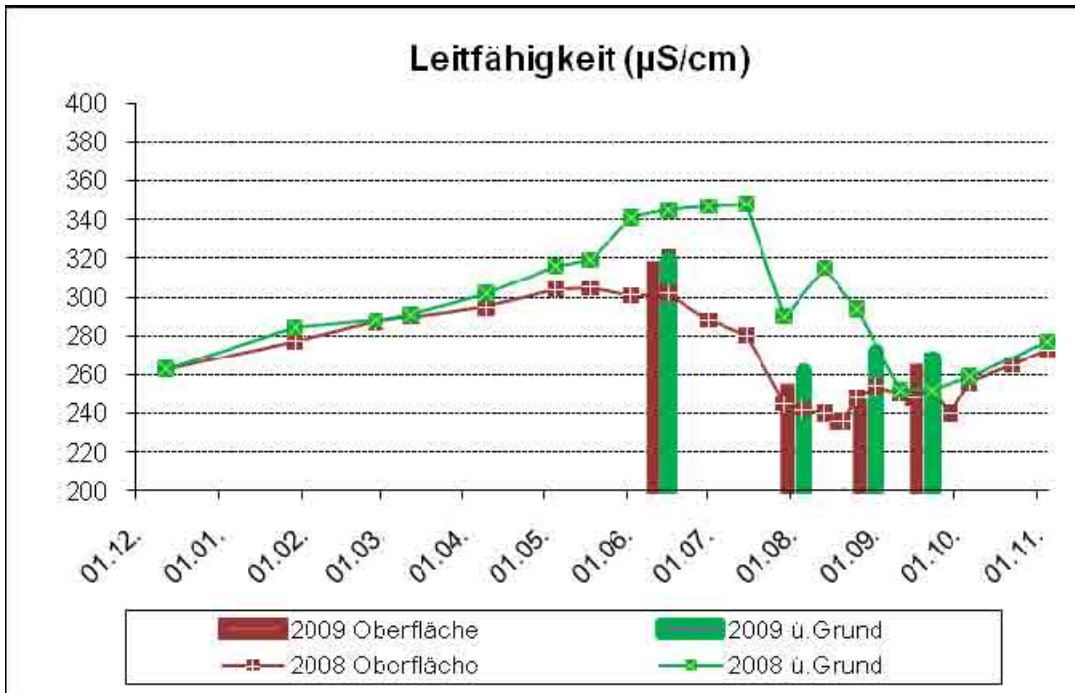
Die Leitfähigkeit lag 2009 wieder in der Größenordnung der letzten Jahre, die Messungen der 4 Termine spiegelten den Jahresverlauf 2008 mit höheren Werten im Juni (290-321  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und einem Abfall im Juli-September wieder (235-268  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Abb.7). Nur im Nordostbecken war Ende August über Grund eine deutliche Erhöhung um 27 $\mu\text{S}/\text{cm}$  zu verzeichnen, sonst waren keine ausgeprägten Tiefengradienten vorhanden.

#### 3.3.4 PH-Wert

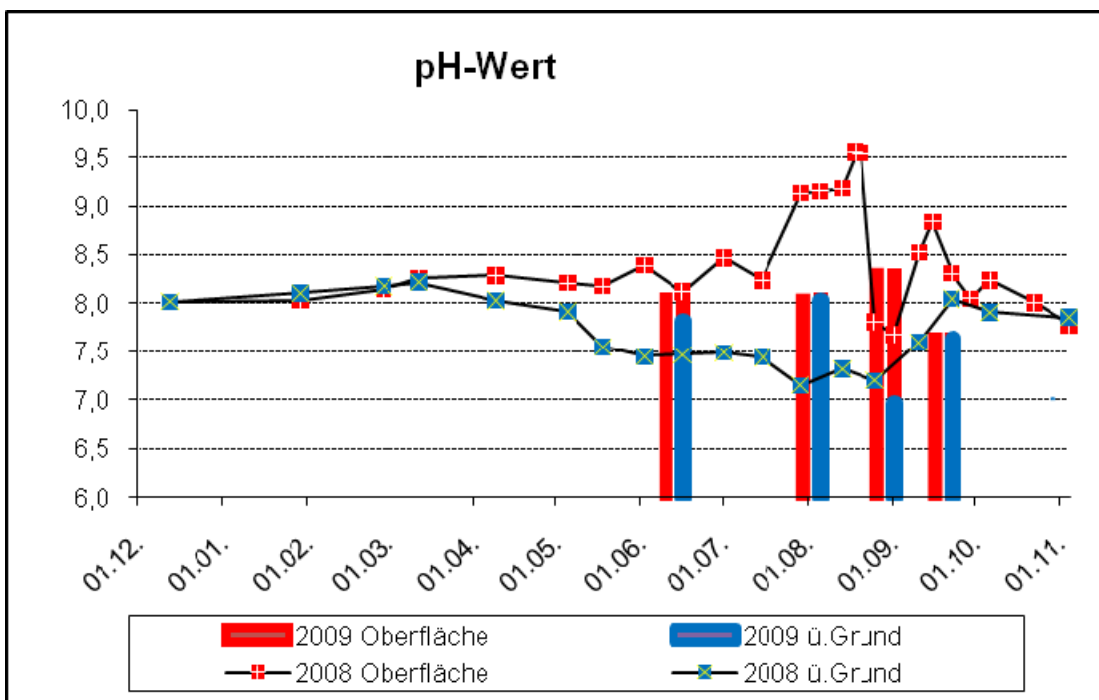
**Info:** Der pH-Wert des Seewassers kann durch den Eintrag von Säurebildnern in den See oder das zufließende Grundwasser in den Bereich unter 6,5 geraten, oder durch limnochemische Prozesse infolge überhöhter Biomasseproduktion Werte über 8,5 annehmen: Der für die Biomasseproduktion von pflanzlichen Organismen notwendige Kohlenstoff kann im Wasser aus gelöstem Kohlendioxid oder auch (oft erst nach Verbrauch des verfügbaren  $\text{CO}_2$ ) aus Hydrogencarbonat entnommen werden. Bei Entnahme des Kohlenstoffes aus  $\text{HCO}_3^-$  werden Hydroxidionen ( $\text{OH}^-$ ) ins Wasser abgegeben, und somit der pH-Wert erhöht.

In der Seenbiozönose wirken überhöhte pH-Werte schädigend auf die Fischfauna, da neben der Veränderung zu einem basischen Milieu auch das Gleichgewicht von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NH}_3$  im Wasser zugunsten des giftigen Ammoniaks verlagert wird.

Das Nordbecken wies, im Gegensatz zu den erhöhten Werten im Sommer 2008 (>9,5), an den 4 Terminen 2009 keine pH-Werte über 8,5 auf. Im Südbecken wurde nur Anfang August ein Anstieg auf 8,9 gemessen. Die Werte über Grund lagen generell tiefer.



**Abb.7: Jahrgang der Leitfähigkeit im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**



**Abb.8: Jahrgang des pH-Wertes im Nordostteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**

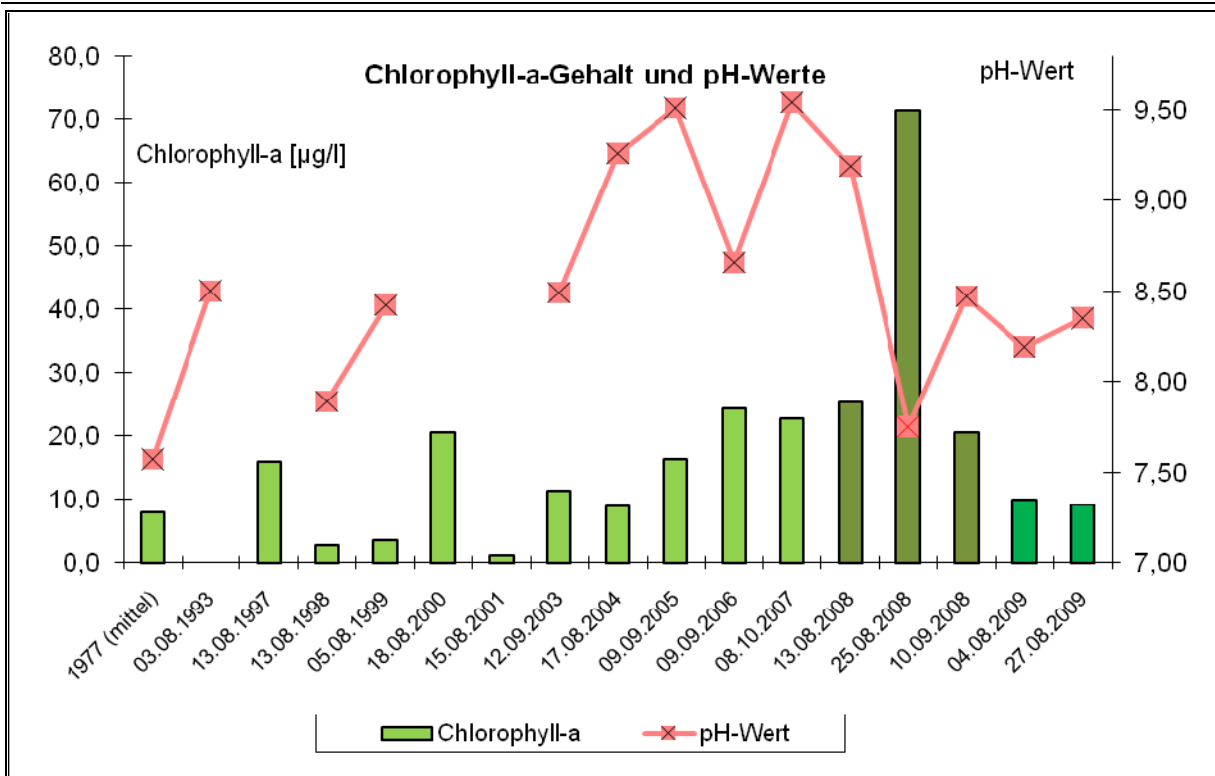


Abb.9: pH-Werte und Chlorophyll-a-Konzentration im Hiltruper See 1977 bis 2009

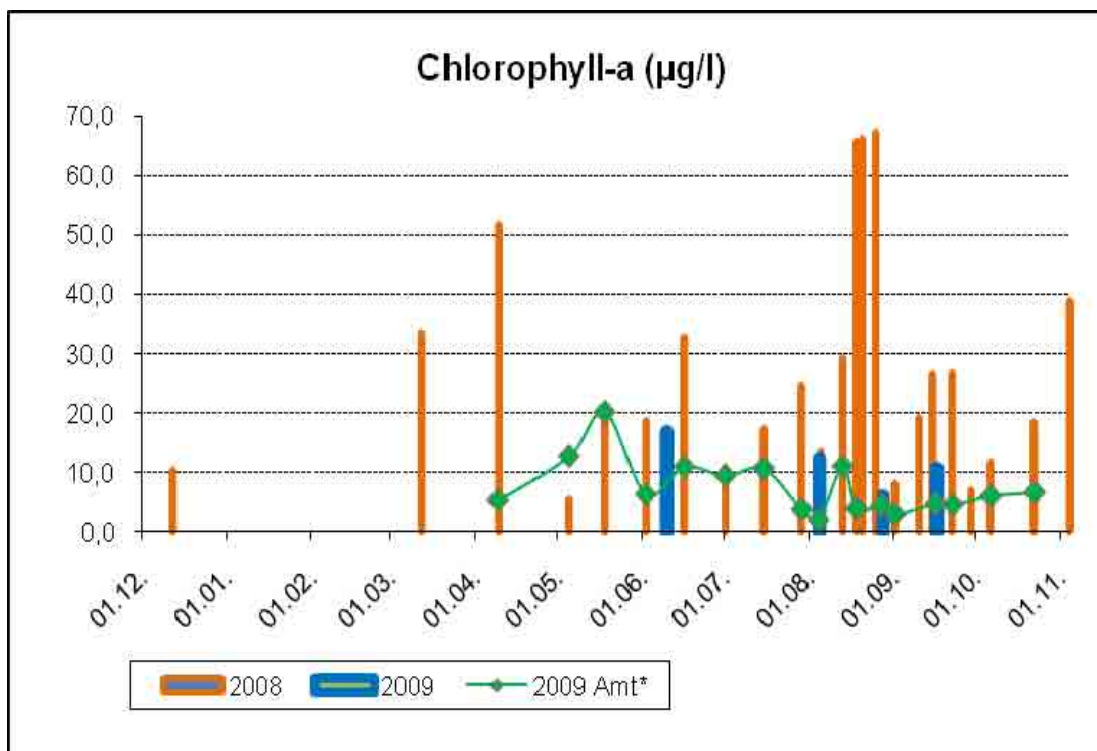
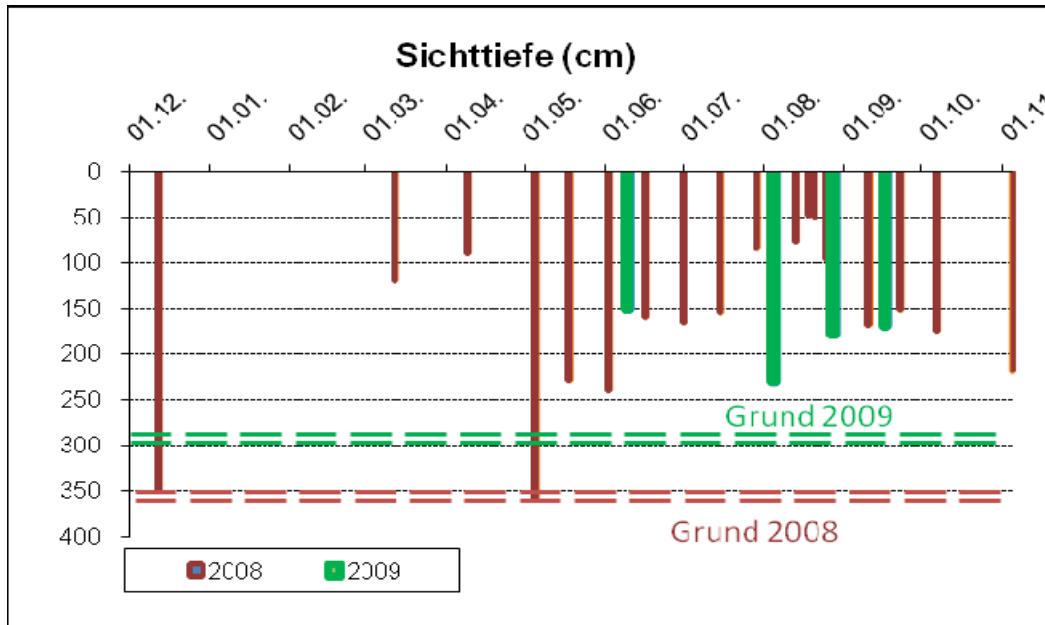
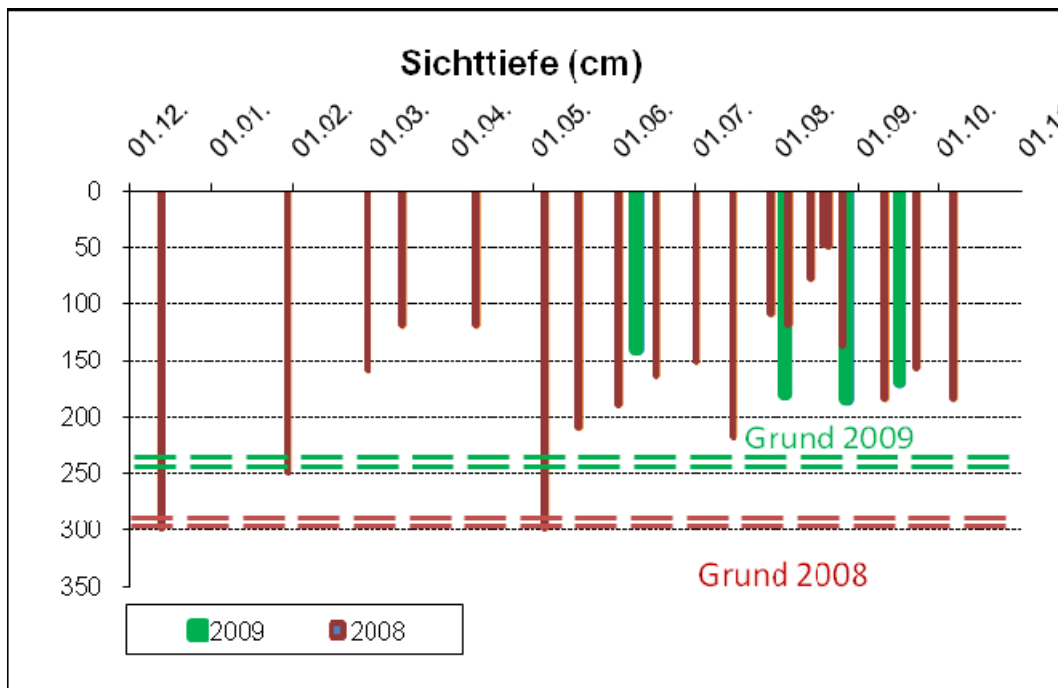


Abb.10: Jahrgang des Chlorophyll-a-Gehalts im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009  
 \* Messungen mittels „algae torch“ (Hirschmann, Stadt Münster 2009)



**Abb.11: Jahresgang der Sichttiefe im Nordwestteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**



**Abb.12: Jahresgang der Sichttiefe im Südteil des Hiltruper Sees in den Untersuchungszeiträumen 2008 und 2009**

### 3.3.5 Chlorophyll-a-Konzentration

**Info:** Die Chlorophyll-a-Konzentration im Seewasser korreliert direkt mit der Phytoplanktonbiomasse in der trophogenen Zone. Die Tiefenausdehnung dieses Bereiches kann stark variieren, da zum einen ein hohes Algenwachstum durch Eintrübung selbst die Wachstumstiefe limitiert, andererseits kann auch durch Aufwühlen des Sediments z.B. durch Fische (Bioturbation) Wasserbewegung in Flachseen durch Wind eine Trübung hervorgerufen werden.

Bei einer hohen Sichttiefe kann andererseits auch noch in größerer Tiefe ein Planktonmaximum auftreten, wenn die Organismen sich durch Vertikalwanderung dort eingeschichtet haben.

Sind keine Indizien für ein Planktonmaximum in tieferen Zonen vorhanden (z.B. Sauerstoffmaxima) wird in der Regel in 1m Tiefe die Probe genommen.

An den Untersuchungsterminen im Sommer 2009 traten keine erhöhten Chlorophyll-a-Werte ( $< 25\mu\text{g/l}$ ) auf, die auf eine vermehrte Algen-Biomasse-Produktion hingedeutet hätten (Abb.10).

Bei regelmäßigen Kontrollen der Stadt Münster mittels eines „algae-torch“ wurden nach Informationen von Herrn Hirschmann nahe der Wasseroberfläche nur geringe Werte gemessen (Abb,10), die noch unter den Messwerten der Mischproben an den 4. Terminen lagen.

Dies entsprach auch den Ergebnissen der Planktonuntersuchungen an den 4 Terminen 2009, bei denen keine auffälligen Algenblüten erkennbar waren (s.u.). Nur am Ufer des Nordostteils waren zeitweise durch Winddrift und Auftreiben akkumulierte Algenschlieren zu sehen („Aufrahmung“) Der vergleichsweise mit dem „torch“ gemessene Wert in diesem schlierendurchsetzten Wasser war mit  $125\mu\text{g/l}$  und einem angegebenen Anteil von Blaualgen von  $110\mu\text{g/l}$  entsprechend hoch.

### 3.3.6 Sichttiefe

**Info:** Der pH-Wert des Seewassers kann durch den Eintrag In natürlichen, tieferen Seen ist die Sichttiefe in erster Linie eine Funktion der Planktonbiomasse. In flacheren Gewässern oder Flachwasserzonen können durch die Aufwirbelung von Sedimentpartikeln aufgrund von Bioturbation (Fische, Wasservögel, Menschen) oder Wellenschlag weitere Eintrübungen die Sichttiefe herabsetzen.

Bei den 4 Terminen 2009 fiel vor allem die deutlich höhere Sichttiefe im Hochsommer auf (Abb.11 und Abb.12). Dies entsprach der geringeren Biomasseproduktion der planktischen Algen in der Sommerperiode 2009 (s.u.).

## 3.4 Planktonuntersuchung

**Info:** Die Gemeinschaft aller im freien Wasserkörper schwebenden mikroskopischen Organismen wird als Plankton bezeichnet, einige Arten können auch auf Partikeln oder höheren Pflanzen siedeln. Die pflanzlichen Organismen, das Phytoplankton, produziert unter Nährstoffaufnahme, Lichteinwirkung und Sauerstoffabgabe in der Photosynthese Biomasse, die am Anfang der Nahrungskette steht. Tierische Planktonorganismen, das Zooplankton, stehen als Pflanzenfresser oder Konsumenten kleinerer Zooplankter auf den nächsten Stufen.

Je nach Nährstoffanreicherung (Trophiegrad) bilden sich saisonal wechselnd im See unterschiedliche Planktongemeinschaften aus.

Bei eutrophen Seen kommt es vermehrt zu Massenentwicklungen („Blüten“) insbesondere von sogenannten „Blaualgen“ (Cyanophyceen). Vertreter dieser wegen ihrer in der Abstammung näher den ebenfalls kernlosen Bakterien auch manchmal „Cyanobakterien“ genannten Gruppe können teilweise extreme Standorte besiedeln (Thermalquellen, Gletscher) und sind nicht grundsätzlich als Belastungszeiger einzustufen.

Nachdem allerdings in den letzten Jahrzehnten immer mehr Blaualgen als Produzenten giftiger Inhaltsstoffe identifiziert wurden (Neurotoxine, Hepatotoxine, etc.), müssen Massenentwicklungen dieser Arten als Gefährdung für die Seenökologie und die anthropogene Nutzung von Seen angesehen werden.

2009 traten an keinem der 4 Termine auffällige Algenblüten auf. Im Frühsommer dominierten in einem annähernden Klarwasserstadium Rädertiere, Planktonkrebse und absterbende Algen der Art *Ceratium hirundinella*, durchaus ähnlich der Entwicklung 2008.

Im Gegensatz zu 2008 waren an den Terminen der Sommermonate nur mäßige Blaualgenkonzentrationen der Gattung *Microcystis* vorhanden, die 2008 blütenbildenden Gattungen *Anabaena* und *Oscillatoria* traten nur untergeordnet auf.

Im Herbst 2009 dominierten neben der Kieselalge *Asterionella*, analog zu 2008, Blaualgen der Gattungen *Microcystis* und *Anabaena*, in diesem Jahr aber nur in mäßiger Ausprägung. Allerdings wies eine Aufrahmung am Nordostufer mit einer hohen Konzentration absterbender Blaualgen auf eine kurze Massenentwicklung vor dem Untersuchungstermin hin.

**Tab.3: Übersicht der dominanten Phytoplanktonarten in der Sommerperiode 2008 und an den Terminen 2009; Häufigkeit in 5 Klassen von 1= einzeln bis 5 = Massenentwicklung**

	02.06.2008	09.06.2009	16.06.2008	01.07.2008	15.07.2008	29.07.2008	04.08.2009	05.08.2008	13.08.2008	18.08.2008	20.08.2008	25.08.2008	27.08.2009	01.09.2008	10.09.2008	15.09.2008	16.09.2009	22.09.2008	29.09.2008	
<b>Phytoplankton</b>																				
<b>Cyanophyceae:</b>																				
Aphanotece stagnina	1	1	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2
Microcystis-Kolonien	1	1	1	1	1	2	3	2	2	2	2	3	3	3	5	3	3*	3	2	
Planktothrix spec.	1	1	1	2	2	4	1	4	2	2	2	2	1	2	3	2	1	2	2	
Gomphosphaeria-Kolonien	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	3	1	3	3	1	1	3	2	
Anabaena spec.	1	1	1	3	3	3	1	3	4	5	5	2	1	3	4	3	3	2	1	
<b>Chrysophyceae:</b>																				
Dinobryon divergens	1	1	5	1																
<b>Bacillariophyceae:</b>																				
<b>Centrales:</b>																				
Cyclotella spec. (D < 5 µm)	1	1	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	1	2	2	
Cyclotella spec. (D 5-10µm)	1	1	2	3	3	3	3	3	2	1	1	3	3	2	2	3	1	2	1	
Cyclotella spec. (D >10 µm)	1	1	1	1	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	1	2	1	
<b>Pennales:</b>																				
Navicula spec. (L > 15 µm)		1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	
Navicula spec. (L < 15 µm)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	2	1	1	1	
Asterionella formosa (5-8 EZ)	2	2	2				3						1		5	5	4	2	2	
Fragilaria spec.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2	1	1	1	1	
Diatoma elongatum		1	1							1	1	1	1	1						
<b>Cryptophyceae:</b>																				
Cryptomonas spec. (mittelgroß)	2	2	3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	3	2	3	2	2	2	
Cryptomonas spec. (groß)	2	2	2	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	
<b>Chlorophyceae:</b>																				
Scenedesmus spec.			1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	3	
Pediastrum spec.												1	1	1	1	2	1	1	1	
Tetraedron spec.												1	1	1	1	1				
Chlamydomonas spp. (L > 15 µm)	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	
Volvox spec.-Kolonien	2	1	1				2					1	1	1	1	2	2	1	1	
Dictyosphaerium spec.	1	1	1				1					1	1	1	1	1	1	2	2	
Cladophora-Fäden	1	1	2				1												1	
<b>Conjugatophyceae:</b>																				
Cosmarium div. spec.				1	1	1		1	1	1	1	3		1	1	1	1	2	1	
Closterium acerosum				1								1		1	1	1		1	1	
Staurastrum paradoxum	1	1	2	1			1													
Zygnema-Fäden	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Spirogyra-Fäden	1	2	2	3	2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	
<b>Dinophyceae:</b>																				
Ceratium hirundinella		3		5	2	2	2	2				1	1	2	3	3		3	3	
Peridinium cinctum	1	1	2	2	1	1	1	1							1	2	1	2	2	
zersetzendes Makrophytenmaterial und losgelöste Polster-Epiphyten	2	1	3	3	3	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	3	2	3	

**Tab.4: Übersicht der dominanten Zooplanktonarten in der Sommerperiode 2008 und an den Terminen 2009 Häufigkeit in 5 Klassen von 1= einzeln bis 5 = Massenentwicklung**

	02.06.2008	09.06.2009	16.06.2008	01.07.2008	15.07.2008	29.07.2008	04.08.2009	05.08.2008	13.08.2008	18.08.2008	20.08.2008	25.08.2008	04.08.2009	01.09.2008	10.09.2008	15.09.2008	16.09.2009	22.09.2008	29.09.2008	
<b>Zooplankton</b>																				
<b>Copepoda:</b>																				
Cyclopoidea	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Calanoidea	2	2	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	
Nauplii gesamt	2	2	1	1	1	1	3	1	1	1	1	3	2	2	2	1	2	2	1	
<b>Cladocera:</b>																				
Ceriodaphnia reticulata	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	3	
Bosmina longirostris	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	2	2	1	1	1	2	
<b>Ostracoda spec.</b>	1	2					2													
<b>Rotatoria:</b>																				
Keratella cf. cochlearis	2	4	2	3	3	2	3	2	3	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	
Polyarthra spec.	2	2	1	2	1	2	2	2	2			3	2	2	2	1	1	1	1	
Filina longiseta	2	2	2	2	1	1	2	1	2			2	2	1	1		1			



Abb.13: Schlierenbildung / Aufrahmung von Blaualgen am Nordostufer am 16.09.09

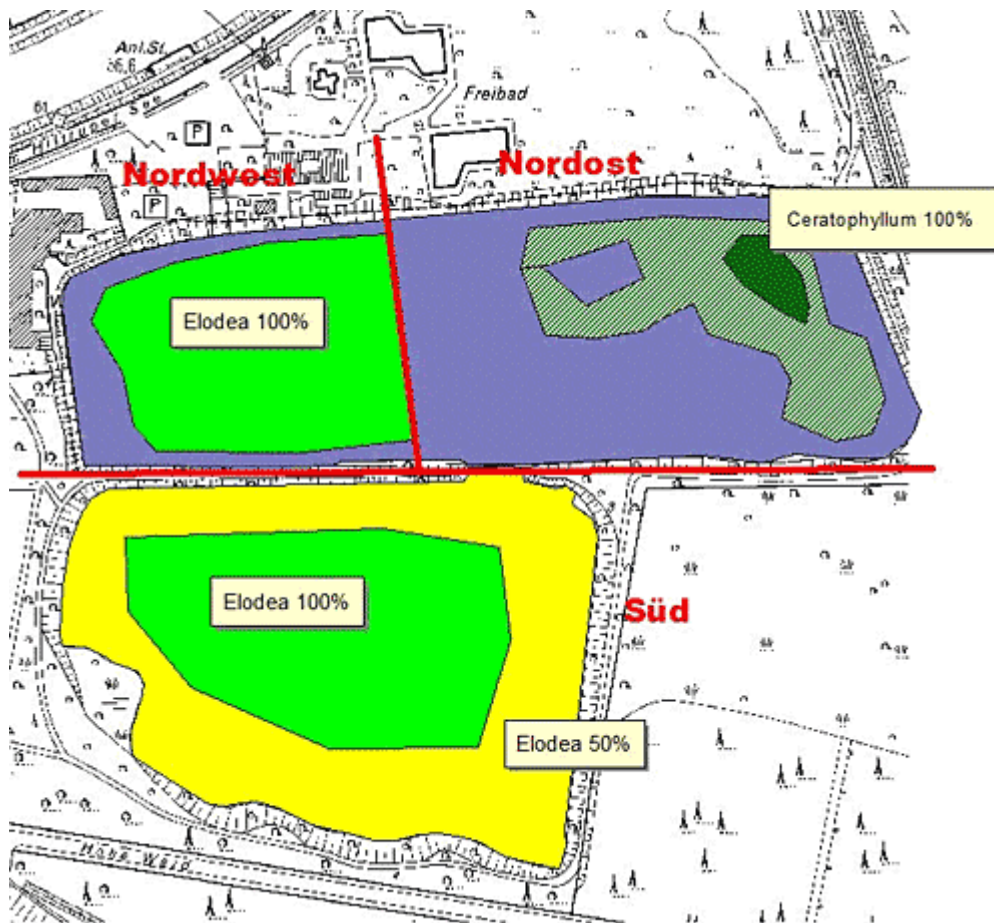


Abb.14: Makrophytenbedeckung in den Seeteilen des Hiltruper Sees 2009  
(schraffierte Fläche: Ceratophyllum 2008)

### 3.5 Untersuchung der Unterwasserpflanzen (submerse Makrophyten)

**Info:** Natürlicherweise werden flachere Seen von einer reichhaltigen Vegetation höherer Pflanzen besiedelt. Durch Beschattung und Abgabe von „Hemmstoffen“ ins Wasser können sie eine Massenentwicklung von Planktonalgen auch in nährstoffreichen Seen verhindern. Hat sich in einem See eine Planktondominanz etabliert, wird umgekehrt der Wachstumsbeginn der Unterwasserpflanzen durch frühe Eintrübung durch Planktonalgen behindert.

Die aus Nordamerika eingeschleppte, im Boden wurzelnde, untergetauchte Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* bildet im Juni-August in warmen Sommern Blütenstände über dem Wasserspiegel. Ihr Schwerpunkt liegt in flachen, eher trüben nährstoffreichen Gewässern und sie erträgt leichte Verschmutzung.

Eine zweite eingewanderte Art, Nutall's Wasserpest, (*Elodea nutalli*) wächst ähnlich wie *Elodea canadensis*, häufig mit ihr vergesellschaftet oder diese zurückdrängend. Blütezeit Juni-September, eher in wintermilden Gebieten.

Das rauhe Hornblatt (*Ceratophyllum Demersum*) ist gegen Eutrophierung und Eintrübung tolerant und wird häufig in flachen Gewässern mit höherer sommerlicher Erwärmung angetroffen. Sie ist freischwimmend oder mit wurzelähnlichen Fortsätzen (Rhizoiden) im Boden verankert und bildet vollständig untergetauchte Blütenstände.

Das ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) ist in Deutschland im Flachland weit verbreitet und gegen mäßige Verschmutzung resistent. Es wächst mit ihren den Sprossen im Juni bis August bis zur Wasseroberfläche und bildet dort über dem Wasserspiegel ährige Blütenstände.

Bei der Untersuchung 2009 war das früher flächendeckende Tausendblatt auch in Einzelexemplaren nicht mehr zu finden.

Der Bewuchs des Nordwestteil war 2009 wie im Vorjahr auf einer Fläche von ca. 24.000m<sup>2</sup> zu 95-98% deckend mit der Wasserpest bewachsen, der Anteil von *Elodea nutalli* betrug inzwischen über 90%. Hornkraut war noch in Einzelexemplaren zu finden, ohne nennenswerten Makrophytenbewuchs blieben ca.24% der Fläche.

Im Südbecken waren 2009 die Verhältnisse ebenfalls vergleichbar dem Vorjahr, die

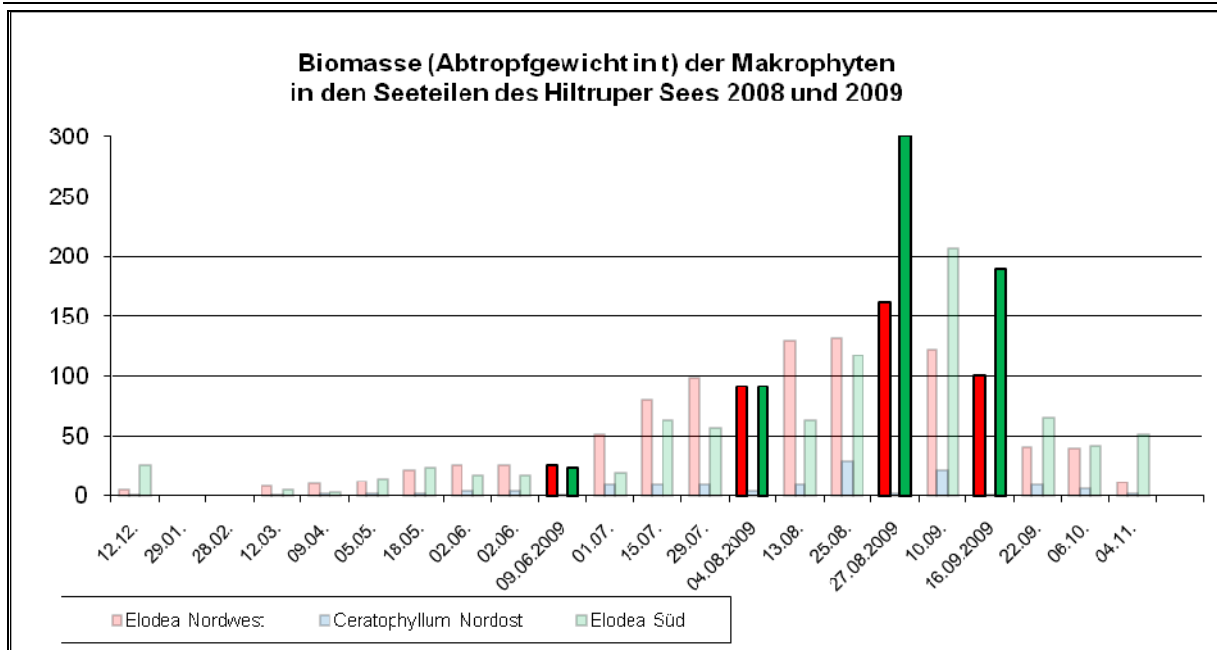
Wasserpest erreichte wieder auf ca. 25.000m<sup>2</sup> eine vollständige Bedeckung, im restlichen Bereich des Seeteils (65%) war nur ein 50%-ige Bedeckung gegeben (Abb.14).

Im Nordostteil war der Bestand an *Ceratophyllum demersum* (durchsetzt mit einzelnen Wasserpest-Exemplaren) weiter bis auf eine Restfläche von ca. 2.000m<sup>2</sup> zurückgegangen. Die restliche Fläche (96%) des Nordostteils war ohne nennenswerten Bewuchs von Unterwasserpflanzen (Abb.14).



**Abb.15: Elodea-Bestände im Südteil des Hiltruper Sees am 27.08.2009**

Bei dem Vergleich der Werte der Biomasseentwicklung der Makrophyten (Abtropfgewicht in t) der einzelnen Seeteile an den Terminen 2009 mit dem Jahresgang 2008 (Abb.16) übertrafen die Werte im Nordwestteil und im Südbecken am 27.08.09 die 2008 gemessenen Maxima. Die frühen warmen Temperaturen im April hatten hingegen nicht zu einem erkennbar stärkeren Pflanzenwachstum in dieser Phase geführt.



**Abb.16: Jahresverlauf der Biomasseentwicklung (Abtropfgewicht in t) der Unterwasserpflanzen in den Seeteilen des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich Werte 2008 schwach unterlegt**

### 3.6 Nährstoffmessungen

**Info:** Die wichtigste Größe und limitierender Faktor für das Biomassewachstum in einem See ist die Zufuhr von Nährstoffen und die damit verbundene Konzentration im See. In der Regel stellt Phosphor den Minimumfaktor dar, während Stickstoff oft im Überschuss vorhanden ist und insbesondere von Blaualgen auch aus der Luft fixiert werden kann.

Daher ist auch der Parameter Gesamt-P die zentrale Größe für alle Systeme der Trophiebewertung (s.u.). Bei der Einlagerung der Nährstoffe in größere Bestände höherer Unterwasserpflanzen wird somit nur die Trophie des Wasserkörpers mit der Planktongemeinschaft bewertet.

Die Nährstoffe werden durch zufließendes Grundwasser oder Oberflächenwasser, Niederschläge und Kot extern fressender Vögel eingetragen.

Weitere anthropogene Einträge können durch Badende (Sonnenöle, etc.), Anfütterung, Dünger nahegelegener Felder und Weiden oder direkte Einleitungen erfolgen.

Unter anaeroben Bedingungen können ferner aus dem Seesediment Nährstoffe aus dort abgelagerten Partikeln wieder ins Wasser gelöst werden.

#### 3.6.1. Phosphorgehalt

*In den Wasserproben der Monitoringuntersuchung wurden zwei P-Fractionen analysiert. Mit dem ortho-Phosphat wird der im Wasser als Phosphationen gelöst vorliegende Phosphorgehalt gemessen.*

*Der Gesamt-P umfasst sowohl allen in organischer Materie im Freiwasser (Plankton) gebundenen Phosphor, als auch den gelösten Phosphor. Nicht erfasst werden anorganisch gebundene, schwerlösliche P-Verbindungen und der in den höheren Pflanzen gebundene Phosphor.*

Die Messungen der Phosphorgehalte im Freiwasser zeigten an den 4 Terminen 2009 etwas niedrigere Werte als im Vergleichszeitraum des Vorjahrs, der Jahresverlauf von 2008 mit deutlich höheren Werten im Sommer in allen drei Seeteilen war auch 2009 erkennbar (Abb.17 und Abb.18).

Der Anteil des im Freiwasser organisch an Planktonorganismen u.a. gebundene Phosphor war 2009 im Jahresverlauf geringer, als im Vorjahr.

Eine signifikante P-Freisetzung war 2009 in der anaeroben Phase nur am 27.08. über Grund zu messen (240 µg/l Gesamt-P).

*Die Fraktion des in den submersen Makrophyten gebundenen Phosphors wurde aus der Analyse von Pflanzenmaterial bestimmt, das aus flächenbezogenen Rechenzügen entnommen wurde.*

*Durch Hochrechnung der Werte auf die jeweiligen Seeteilvolumina konnte ein Vergleich der verschiedenen P-Fractionen erstellt werden. Die Angaben erfolgten in kg/Seeteil. Die Differenzen der über Grund gemessenen erhöhten Werte wurden zusätzlich auf definierte Volumina der Tiefenzonen im Nordbecken hochgerechnet und als eigene Fraktion ausgewiesen.*

Durch den weiteren Rückgang der Hornkrautbestände war 2009 im Nordostteil nur noch ein geringer Anteil P in Makrophyten gebunden.

Im Nordwestteil und im Südteil war 2009 bei einem dem Vorjahr ähnlichen Jahresverlauf eine leichte Verschiebung der P-Fractionen zu beobachten (Abb. 20 und Abb.21). während die Werte insgesamt geringer ausfielen, waren bei größerem Rückgang der Planktonfraktion die Werte der Makrophyten angestiegen.

Entsprechend den Planktonmaxima fanden sich in der Verteilung auch die P-Maxima der zugeordneten Fraktionen.

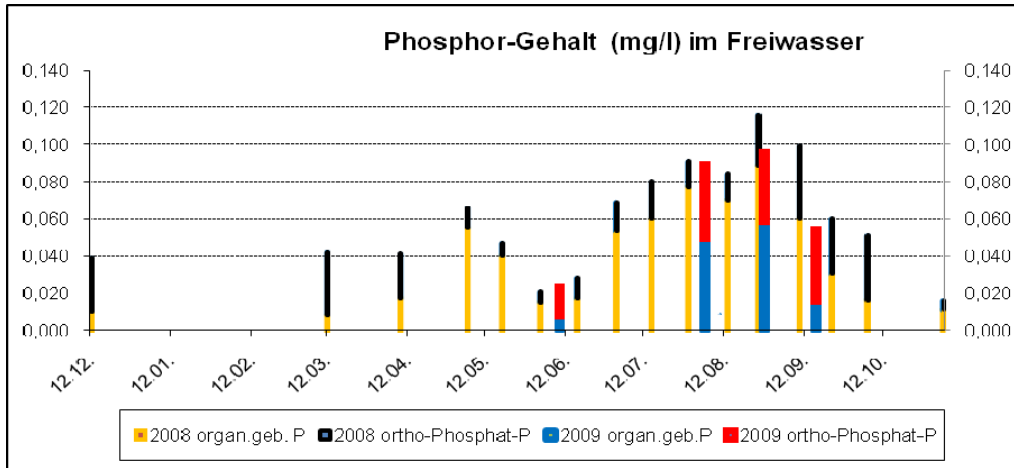
Die unterschiedliche Relation von Biomasse und P-Gehalt, wie sie 2008 festgestellt wurde, konnte auch 2009 wieder beobachtet werden. Schon bei dem Termin Ende August sank der P-Gehalt im Verhältnis zur Biomasse ab (Abb.22).

#### 3.6.2 Stickstoffgehalt

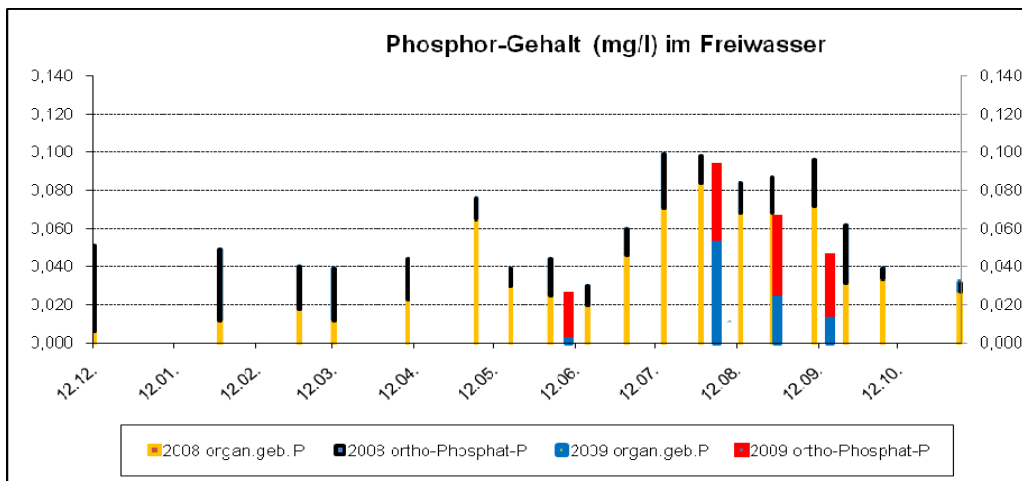
Wie bei früheren Messungen und dem Monitoring 2008 waren an den 4 Terminen 2009 gelöste Stickstoffverbindungen in allen Seeteilen in zeitlich begrenzten, kurzen Phasen bei Freisetzung von Ammonium-N unter Sauerstoffdefizit über Grund zu messen, gelöstes Nitrat war nie nachweisbar.

Der Jahresgang der Gesamt-N-Werte folgte denen der Messungen des Vorjahres.

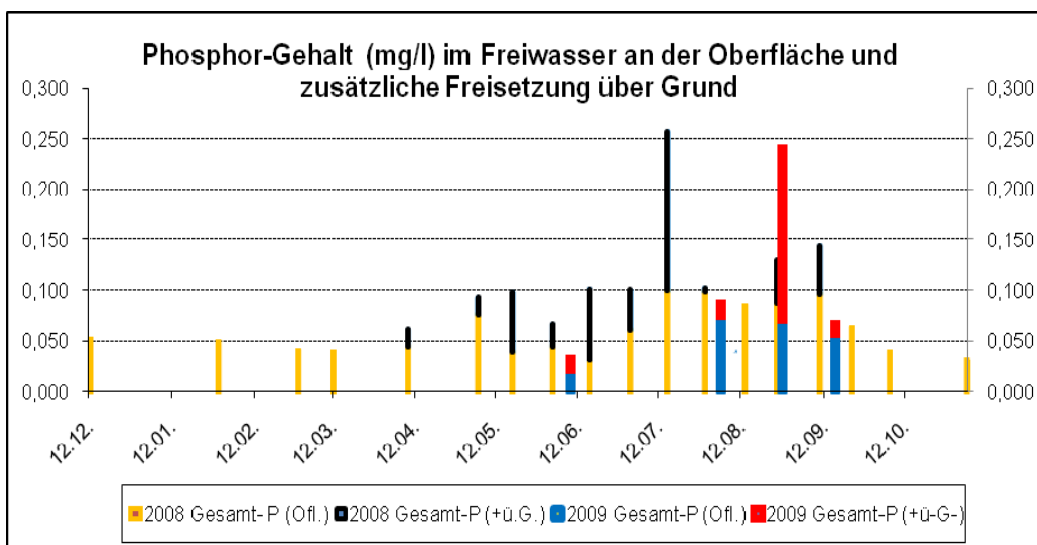
Der hohe Anteil der Stickstoffakkumulation im Plankton im Verhältnis zu den Makrophyten wurde auch 2009 bestätigt (Abb. 23 und Ab.24).



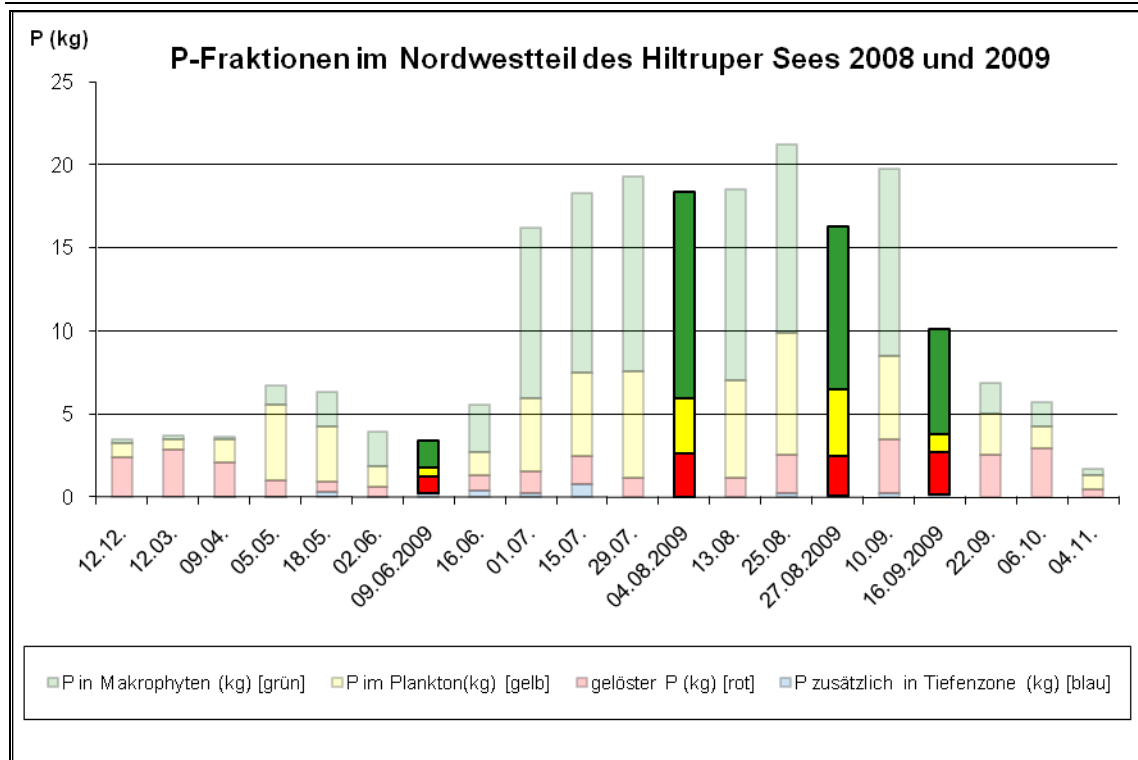
**Abb.17: Anteile des gelösten ortho-Phosphat-P und organisch gebundenen Phosphors im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009**



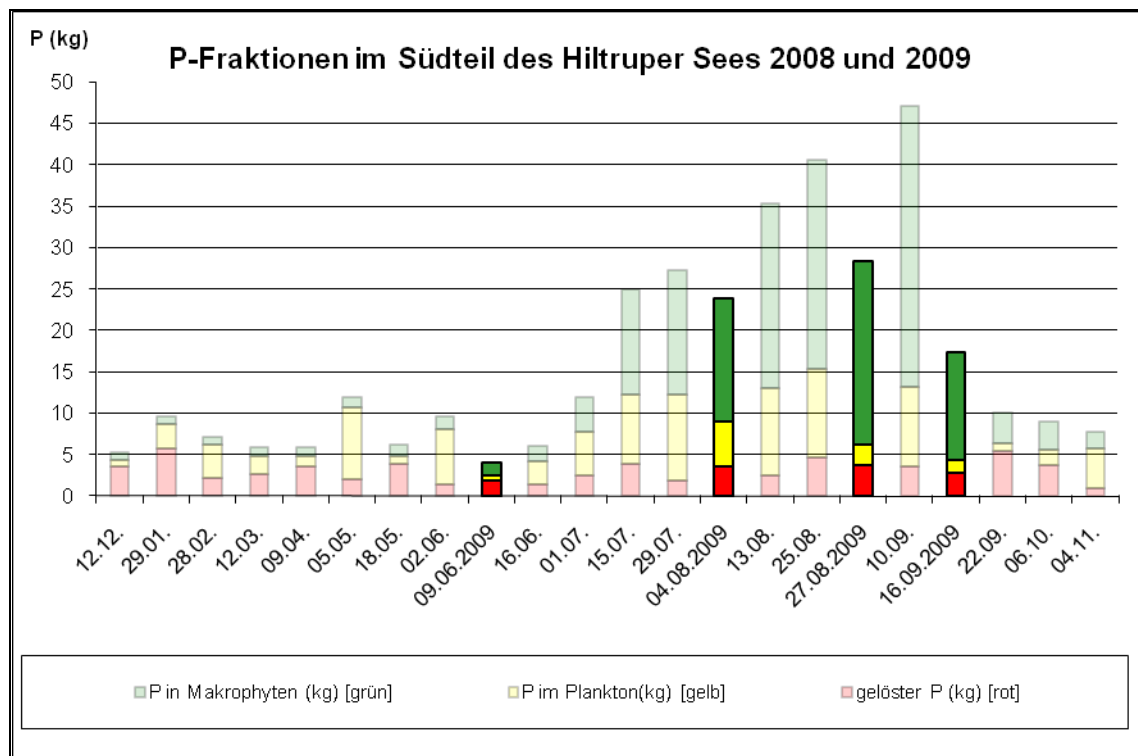
**Abb.18: Anteile des gelösten ortho-Phosphat-P und organisch gebundenen Phosphors im Südteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009**



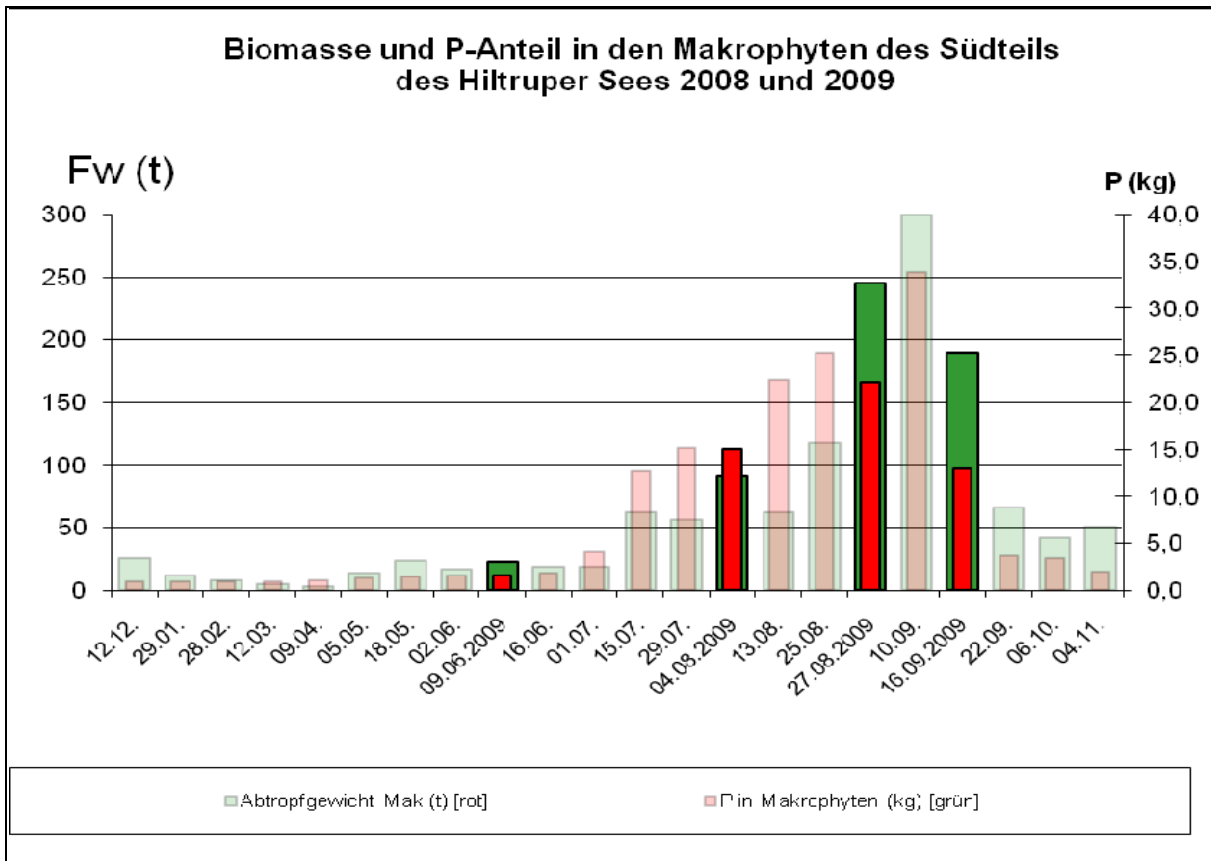
**Abb.19: Gesamt-P in der oberflächennahen Schicht und zusätzliche Freisetzung über Grund im Nordostteil des Hiltruper Sees 2008 und 2009**



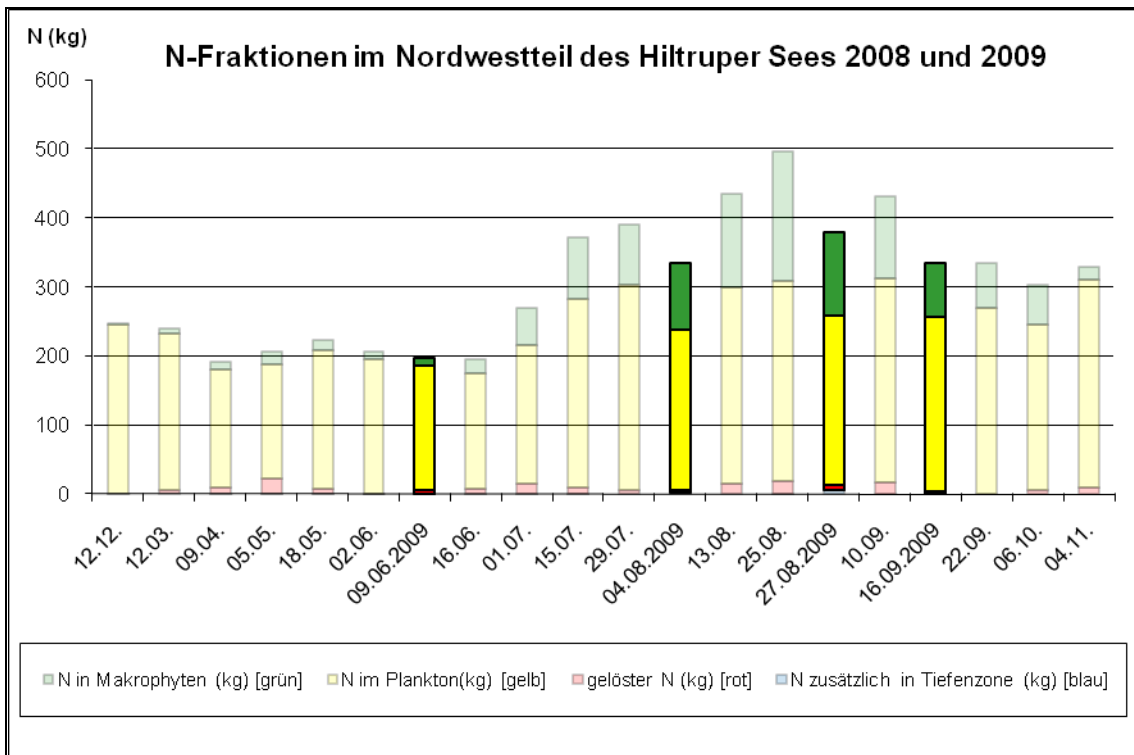
**Abb.20: Jahresverlauf der P-Fractionen im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt**



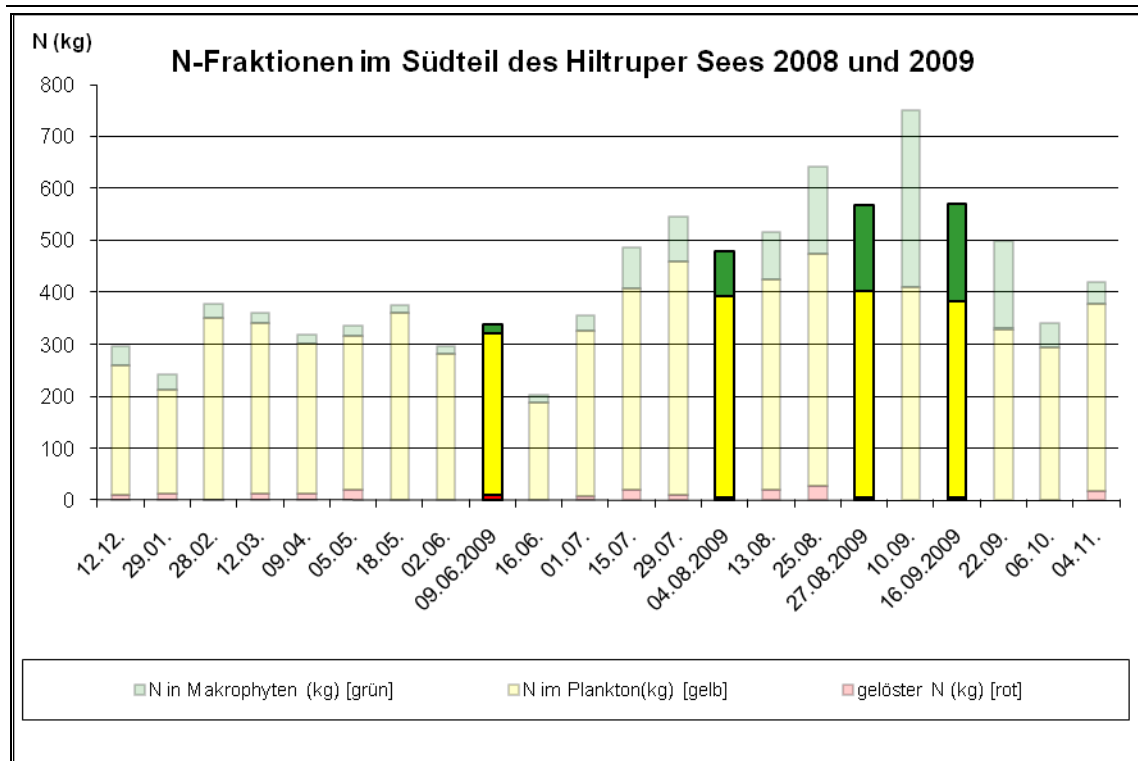
**Abb.21: Jahresverlauf der P-Fractionen im Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt**



**Abb.22: Vergleich der Jahresentwicklung von Biomasse und P-Gehalt in den Makrophyten des Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt**



**Abb.23: Jahresverlauf der N-Fractionen im Nordwestteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt**



**Abb.24: Jahresverlauf der N-Fractionen im Südteil des Hiltruper Sees 2009; im Vergleich der Jahresverlauf 2008 schwach unterlegt**

**Tab.5: Regenwassermessungen (Zwischenstand) am Hiltruper See 2009 und Vergleichsdaten**

Parameter	02.07.-23.07.09	23.07.-27.08.09	27.08.-16.09.09	16.09 - 02.11.2009	02.11. - 02.12.2009
Zeit (d)	21	34	19	46	30
Vol (ml)	2200	950	780	2880	1620
Nschlag (mm)	70	30	25	92	52
<i>Nschlag (mm) FMO</i>	<i>95</i>	<i>44</i>	<i>40</i>	<i>109</i>	<i>83</i>
<i>Nschlag (mm) HKA</i>	<i>108</i>	<i>22</i>	<i>31</i>	<i>112</i>	<i>52</i>
<i>Nschlag (mm) Schapdetten</i>	<i>61</i>	<i>18</i>	<i>25</i>	<i>99</i>	<i>47</i>
Nitrat-N (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
Ammonium-N (mg/l)	0,87	1,98	1,78	0,40	
Gesamt-N (mg/l)	1,20	2,20	2,00	0,70	
ortho-Phosphat-P (mg/l)	0,111	0,360	0,377	0,043	
Gesamt-P (mg/l)	0,111	0,360	0,377	0,043	

Vergleichende Niederschlagsmessungen:

Münster FMO (Flughafen), ca. 27km nördlich: Quelle Deutscher Wetterdienst;

Münster HKA (Hauptkläranlage), ca. 13 km nördlich: Quelle LANUV NRW

Schapdetten (Kreis Coesfeld), ca. 18 km west-nordwest: Quelle LANUV NRW

\* unvollständige Datensätze, nicht vergleichbar

### 3.7 Regenwasser

Anfang August 2009 wurde am Ostufer des Nordbeckens ein Regenwassersammler aufgestellt, um genauere Angaben zum lokalen Niederschlag und seinen Nährstoffgehalten zu erhalten. Die Beprobung erfolgte in ca. 4-wöchigen Abständen (bisher 5 Probenahmen) und wird in 2010 fortgesetzt.



**Abb.25: Regenwassersammler am Hiltruper See; Sammlung erfolgt über auf einen auf dem Rohr montierten Auffangtrichter mit Filter.**

Die Notwendigkeit lokaler Messungen wird zum Einen aus der indifferenten Datenlage über P-Gehalte im Regenwasser und dem Fehlen regionaler Werte erforderlich. Zum Anderen zeigt Tab.4 die regionale Abweichung der Niederschläge am Beispiel des Messzeitraums August-November 2009.

Schon jetzt wird ersichtlich, dass die Nährstoffgehalte des Regenwassers im Jahresverlauf hohen Schwankungen unterliegen, obwohl im Nahbereich des Sammlers keine direkten Einträge zu erwarten sind.

Aus den bisherigen Messungen würde sich unter Berücksichtigung der jeweiligen Probenahmedauer ein durchschnittlicher P-Gehalt des Regenwassers von ca. 200 µg/l errechnen, die Maxima betragen fast 380 µg/l.

### 3.8 Trophiestatus

Der Trophiestatus blieb 2009 unverändert eutroph, wie aus den Tab.5 und 6 ersichtlich wird.

Der durchschnittliche Gesamt-P-Gehalt blieb mit geringeren Minima und Maxima gegenüber 2008 genau gleich.

Die Sichttiefe hatte im Schnitt etwas zugenommen.

Die größten Veränderungen waren in den deutlich niedrigeren Maxima des Chlorophyll-a-Gehalts zu sehen.

Nur die Hornkrautbestände gingen im Nordostbecken weiter zurück, die Wasserpest hatte sich in Nordwestteil und Südbecken etabliert.

Es wurden keine Algenblüten registriert, wiewohl im Plankton immer Blaualgen vertreten waren. Vermutlich hatte vor dem Spätsommertermin eine kurze Massenentwicklung stattgefunden, da noch Reste zersetzender Aufrahmung am Nordostufer gefunden wurde.

**Der Trophiestatus als eutrophes Gewässer bleibt 2009 bestehen.**

**Weniger Massenentwicklung von Phytoplankton, Zooplankton-Anteil höher.**

**Der Makrophyten-Bewuchs in den Wasserpest-Beständen bleibt stabil, andere Arten nur noch geringfügig vertreten.**

## 4. Trophietabellen

**Tab.6: Abschätzung des Trophiegrades nach den im OECD-Programm untersuchten Gewässern; nach Vollenweider (1979); m = Mittelwert, SD = Standardabweichung; im Vergleich hierzu: rechte Spalte Hiltruper See 2009 (n.g. = nicht gemessen)(ü.G. = über Grund)**

Parameter		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph	Hiltruper See
<b>Gesamt - P</b> (Jahresmittel) (µg/l)	m	8,0	26,7	84,4		<b>60</b>
	m ± SD	4,85 - 13,3	14,5 - 49	38 - 189		33-86
	Extrema	3,0 bis 17,7	10,9 bis 95,6	16,2 bis 386	750 bis 1200	22-95
	n	21	19	71	2	12
<b>Gesamt - N</b> (Jahresmittel) (µg/l)	m	661	753	1875		<b>2840</b>
	m ± SD	371 - 1180	485 - 1170	861 - 4081		2548-3132
	Extrema	307 bis 1630	361 bis 1387	393 bis 6100		2220-3080
	n	11	8	37		12
<b>Chlorophyll a</b> (Jahresmittel, Mittel in der trophogenen Zone) (µg/l)	m	1,7	4,7	14,3		<b>13,4</b>
	m ± SD	0,8 - 3,4	3,0 - 7,4	6,7 - 31		9,1-17,6
	Extrema	0,3 bis 4,5	3,0 bis 11	2,7 bis 78	100 bis 150	6,0-18,6
	n	22	16	70	2	12
<b>Chlorophyll a</b> Maximum, Mittel in der trophogenen Zone) (µg/l)	m	4,2	16,1	42,6		<b>18,6</b>
	m ± SD	2,6 - 7,6	8,9 - 29	16,9 - 107		
	Extrema	1,3 bis 10,6	4,9 bis 49,5	9,5 bis 275		
	n	16	12	46		
<b>Sichttiefe</b> (Jahresmittel) (m)	m	9,9	4,2	2,45		<b>1,73</b>
	m ± SD	5,9 - 16,5	2,4 - 7,4	1,5 - 4,0		1,49-1,97
	Extrema	5,4 bis 28,3	1,5 bis 8,1	0,8 bis 7,0	0,4 bis 0,5	1,39-2,30
	n	13	20	70	2	12

**Tab.7: Kennzeichen verschiedener Trophiegrade (nach DVWK 1988); im Vergleich unten: Hiltruper See 2009**

Trophiegrad	Allgemeine Charakterisierung	Gesamt-P (mg/m³)	Chlorophyll-a (Mittel der tropho- genen Zone, mg/m³)	Sauerstoffsättigungsindex (%) im Hypolimnion (am Ende der Sommerstagnation)
<b>oligotroph</b>	Nährstoffarm, gering produktiv, Sichttiefe > 5 m	< 14	< 3	> 70
<b>mesotroph</b>	Mäßig produktiv, mittlere Sichttiefe > 2 m	14 – 45	3 – 8	30 - 70
<b>eutroph</b>	Nährstoffreich, hoch produktiv, zeitw. Starke Algenentwicklung mit Wassertrübung, Sauerstoffübersättigung im Epilimnion, Sichttiefe < 2 m	> 45 – 160	> 8 - 25	0 – 30
<b>hypertroph (polytroph)</b>	Übermäßig nährstoffreich, stark produktiv, geringe Sichttiefe infolge häufigem Massenwuchses von Algen, Entwicklung von Faulschlamm und H <sub>2</sub> S, Sichttiefe < 1 m	> 160	> 25	0 (bereits im Frühsommer)
<b>Hiltruper See</b>	Polymiktischer Flachsee, makrophytenbewachsen	<b>60</b> (ü.G.bis 240)	<b>13,4</b>	in „Tiefenzonen“ < 10 %

## 5. Literaturvergleich

### 5.1 Problemdiskussion

Die Problematik der Besiedlung von Flachseen und Talsperren durch Phytoplankton und Unterwasserpflanzen wird in Deutschland in der jüngeren Literatur unter zwei unterschiedlichen Gesichtspunkten betrachtet.

Ein Großteil der wissenschaftlichen Forschung über dieses Thema konzentriert sich heute auf Seenuntersuchungen in Berlin und Brandenburg, federführend durch das IGB in Leipzig und die Universität Berlin. Aktuell sind vor allem die Arbeiten von Frau Dr. Hilt und Frau Dr. Gross zur Problematik Plankton und Makrophyten sowie zur Allelopathie (s.u.). Dort wird eher an der Sanierung von eutrophen Seen mit einer möglichen Ausprägung von Blaualgenblüten gearbeitet.

Der andere Aspekt wird durch Arbeiten gebildet, die durch Nutzungsprobleme vor allem an großen Talsperren durch eine massive Vermehrung submerser Makrophyten entstanden sind (Ruhrverband, 2007, Frost, 2008, u.a.). Obwohl das Wachstum der Unterwasserpflanzen primär auf eine ökologische Verbesserung und Rückgang der Nährstoffgehalte zurückzuführen ist, dringen dort die Aspekte der Freizeitnutzung auf eine „Bekämpfung“ des Pflanzenwuchses.

Im Gegensatz hierzu stellt der Bericht über einige Ruhrtalsperren mit sehr geringen Nährstoffgehalten (Ges-P <20-24µg/l) hervor, dass dort auch unter extremen Wetterbedingungen keine außergewöhnlich hohe Primärproduktion (Plankton-Biomasseproduktion) festgestellt wurde (Frost, 2007).

Im Internet-Lexikon findet sich am 15.11.09 der Eintrag über die Wasserpest:

„Der Dichter Hermann Löns schrieb bereits am 9. Oktober 1910 im Hannoverschen Tageblatt über die Kanadische Wasserpest:

*„Es erhob sich überall ein schreckliches Heulen und Zähneklappern, denn der Tag schien nicht mehr fern, da alle Binnengewässer Europas bis zum Rande mit dem Kraute gefüllt waren, so dass kein Schiff mehr fahren, kein Mensch mehr baden, keine Ente mehr gründeln und kein Fisch mehr schwimmen konnte (...).“*

In Brandenburg wurden neuere Forschungsergebnisse bei der Besiedlung des bis 2002 gefluteten Tagebausees Goitsche durch submerse Makrophyten (um 2004) erzielt (Rönicke, 2006, 2008).

Schon in früheren Arbeiten wurde das Gefährdungspotenzial von Massenentwicklungen der Cyanobakterien („Blaualgenblüten“) und deren ökologische Bewertung beschrieben (Chorus, 1999) und durch die aktuellen Arbeiten am nahegelegenen Aasee belegt (Surholt, 2001). Umfassend wurde zu dieser Thematik eine Studie des bayerischen Landesamts für Umwelt (2006) angefertigt. Carmichael (2009) belegt die Untersuchungen zum Thema Blaualgentoxine mit einer Sammlung von ca.1250 Literaturstellen.

Für den Hiltruper See ist aus ökologischer Sicht und aus der potenziellen Gefährdung durch Blaualgenblüten der Erhalt der Makrophyten-Dominanz anzustreben.

Die Entnahme von Makrophytenbiomasse aus nutzungstechnischen Gründen kann besonders in einem kleineren See die Dominanzverhältnisse zugunsten des Plankton beeinflussen.

### 5.2 alternierende Zustände

Im Allgemeinen wird von den Autoren heute davon ausgegangen, dass sich vor allem in eutrophen Flachseen zwei unterschiedliche stabile Zustände einstellen können (Scheffer, 1993): ein makrophytendominierter Zustand und ein planktondominierter Zustand.

**Der Hiltruper See, der momentan beide Aspekte parallel aufweist, stellt hier einen Sonderfall dar.**

Für den Wechsel zwischen den Zuständen werden ursächlich Veränderungen im Nährstoffpool, aber auch andere Einflüsse wie Lichteinfall, Durchfluss, Benthos- und Fischfauna geltend gemacht.

Eindeutig ist, dass die Lichtsättigungswerte und die maximale Photosyntheserate einiger submersen Makrophyten stark von der Wassertemperatur abhängig sind (Madsen & Brix (1997), und eine sehr starke Anpassung an vorhandene Lichtverfügbarkeit zeigen.

Die Rolle des Periphyton (= Epiphytische Algen) Rolle ist noch nicht klar, scheinbar sind die Aufwuchsalgen mehr abhängig von N-Zufuhr; der Aufwuchs kann Makrophyten stark einschränken (Nährstoffaufnahme, Licht, Gasstoffwechsel).

Einige Blaualgenarten können durch verschiedene Anpassungsmechanismen den „switch“ zu einem Makrophytensee deutlich verzögern (Jeppesen, 2009).

Es ist bekannt, dass das Phytoplankton in sehr flachen polymiktischen Seen (mehrmals im

Jahr durchmischt) den Phosphor als Nährstoff sehr viel effizienter in Biomasse umsetzt. (höhere Trophieausprägung bei gleicher externer P-Belastung ( Mischke & Nixdorf 2008)

**Ein Zusammenhang zwischen veränderter Zusammensetzung des Makrophytenbewuchses und Wechsel zur Phytoplanktondominanz ist in der Literatur nicht beschrieben. Möglicherweise haben sich hier am Hiltruper See zwei Trends überlagert.**

### 5.3 Schwellenwert für Gesamt-P

In verschiedenen Arbeiten wird schon früher ein „Schwellenwert“ für Gesamt-P postuliert, ab dem die Phytoplanktondominanz zurückgehen soll, der Wert wird bei Chorus (1995) mit 40-60 µg/l im Jahresdurchschnitt angegeben. Sas (1989) nennt eine Spanne von 30-40 µg/l und den Rückgang des gelösten ortho-Phosphats unter die Nachweisgrenze im Sommer.

Bei der Restaurierung des großen Seddiner Sees bei Potsdam wurde festgestellt, dass allerdings auch bei einer Verringerung des Jahresdurchschnittswertes von Gesamt-P auf 40 µg/l die Blaualgendominanz nicht in dem erhofften Umfang abnahm (Wiehle, 2008).

Es wird angenommen, dass verschiedene Eigenschaften insbesondere der Blaualgen das einmal stabilisierte System noch länger aufrecht erhalten (Bolier, 1992). Hierzu zählen Schwachlicht-Adaptation, Wachstum bei geringen Temperaturen, bedingte Fraßresistenz und explizit das Speichern von Polyphosphaten (Abpuffern von Nährstoffmangel).

**Vergleicht man die im Hiltruper See registrierten Nährstoffwerte im Wasser und im Plankton sowie in den Makrophyten gemessenen Werte für Biomasse und Nährstoffgehalte mit denen einiger der genannten Untersuchungen, werden folgende Aspekte deutlich:**

- Der Hiltruper See war und ist ein eutropher Flachsee, mit Gesamt-P-Gehalt im Wasserkörper über den „Schwellenwerten“, es haben keine auffälligen Änderungen des Nährstoffgehalts stattgefunden.
- Die Makrophytenzusammensetzung hat sich in den letzten Jahren zur Dominanz von *Elodea nuttallii* verändert.

- Die Makrophyten bilden weiterhin große Biomassemengen mit hohem Nährstoffgehalt.
- 2007 und 2008 fand parallel ein hohes Biomassewachstum im Phytoplankton mit Ausbildung von „Blaualgenblüten“ und pH-Wert-Erhöhung statt, ohne dass die Makrophytenbiomasse erkennbar zurückging.

### 5.4 Pflanzliche „Kampfmittel“

Ein Aspekt der Makrophytenbestände auch bei wachsender Nährstoffbelastung gegenüber Planktongemeinschaften stabilisieren kann, ist das Absondern sogenannter allelopathischer Stoffe (Gross, 1996, 2003, Hilt 2006).

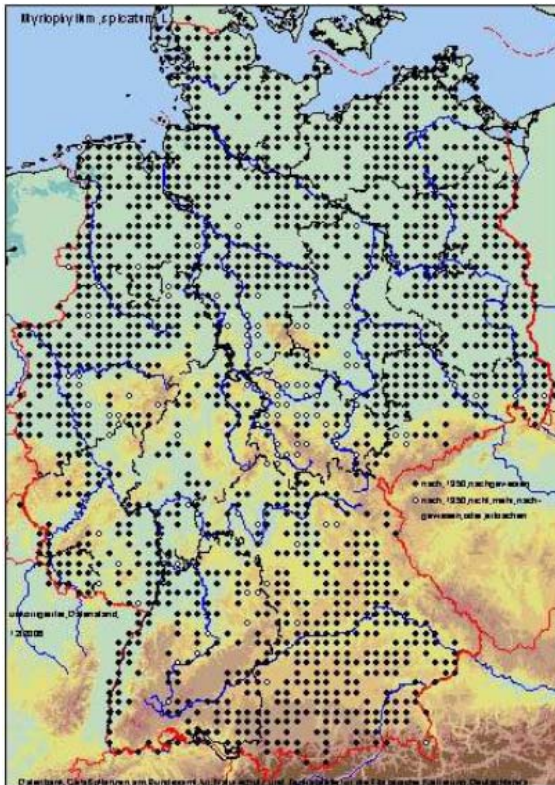
In einer Rangfolge sind diese Stoffe bei den Arten *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* stark vertreten, bei den *Elodea*-Arten *E. nuttallii* und *E. canadensis* in mittlerem Ausmaß (Hilt 2006). Allelopathische aktive Unterwasserpflanzen sind in den Seen Mecklenburg-Vorpommerns überproportional häufig vertreten; in den Nachbarländern Dänemark, Irland und Niederlande stehen sie auf der Liste der häufigsten submersen Makrophyten in den dort untersuchten Seen in den obersten Reihen.

Tellimagrandin ist z.B. eine phenolische Verbindung mit einer stark algenhemmenden Wirkung, die von *Myriophyllum spicatum* gebildet wird. Der Stoff verhindert die exoenzymatische alkalische Phosphatase bei „Blaualgen“ (Cyanophyceae) und somit deren Biomassewachstum. (Gross et al 1996). Eine Konzentration von nur 0,2 µmol/Liter hemmt in Versuchen die enzymatische Aktivitäten von Blaualgen um mehr als 10 %. *Myriophyllum* gibt bis zu 0,4 mg Gift je mg Trockengewicht pro Tag ab.

**Es ist davon auszugehen, dass im Hiltruper See auch nach dem Wechsel zur Dominanz von *Elodea nuttallii* weiterhin algenhemmende Stoffe das Wachstum des Phytoplanktons einschränken. Vermutlich sind die großen Unterschiede der Jahre 2008 und 2009 in der Ausprägung von „Algenblüten“ in der Summe der antagonistisch (Als „Gegenspieler“) auftretenden Faktoren (saisonalen Verlauf von Licht, Temperatur, Nährstoffzufuhr, etc.) zu sehen.**

## 5.5 Submerse Makrophyten

Die in Deutschland weitverbreiteten Arten (s.o.) des Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und des Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) wurden in den letzten Jahren am Hiltruper See durch eine explosive Vermehrung der bis dahin nur untergeordnet vorhandenen Wasserpest-Bestände zurückgedrängt, im Wesentlichen gebildet durch *Elodea nuttallii*.



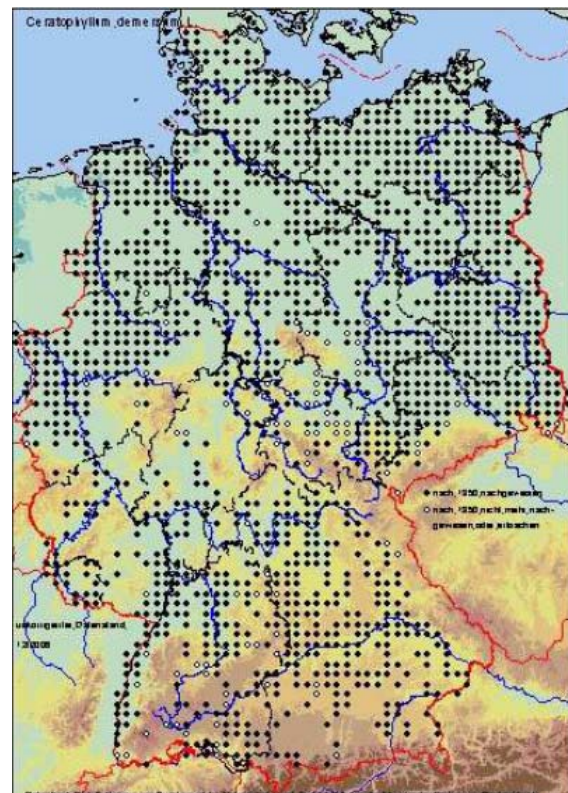
**Abb.26: Verbreitung von: *Myriophyllum spicatum* L. in Deutschland (BfN 2006 ; aus: Floraweb.de)**

*Elodea nuttallii* stammt ursprünglich aus Südostkanada und Nordamerika und ist dort im Gebiet vom Mississippibecken bis zur Ostküste verbreitet (St. John 1965). Als Neophyt hat die Art mittlerweile eine fast weltweite Verbreitung erreicht und im Zuge der Ausbreitung die einheimische Vegetation vielerorts stark zurückgedrängt (u.a. Tremp 2001, Nagasaka et al. 2002, Nagasaka 2004).

### Die Verbreitung von *Elodea nuttallii* in Europa

In England vermutlich schon 1914 entdeckt, wurden auf dem europäischen Kontinent erstmals 1939 in Belgien und 1941 in den Niederlanden weibliche Pflanzen der Art beobachtet. Diese breiteten sich in der Folgezeit stark aus und drängten die bis dahin stark verbreitete, ebenfalls neophytische Art *Elodea canadensis* zurück (Oostroom &

Reichgelt 1964, de Langhe 1972, van der Ploeg 1966, 1986). Ein erster Nachweis in Deutschland erfolgte im Jahr 1953 in Teichen des Botanischen Gartens in Münster (Wattendorf 1964), wo die Pflanzen aber wahrscheinlich angepflanzt wurden. 1961 erfolgte ein weiterer Nachweis im Vogtland, wobei allerdings auch hier (es handelte sich um männliche Pflanzen und diese können demnach nicht aus Belgien bzw. den Niederlanden stammen) davon ausgegangen werden muss, dass die Pflanzen angesalbt wurden (St. John 1965). Weber-Olddecop (1974 u. 1977) fand 1973 das erste deutsche Vorkommen weiblicher Pflanzen im Maschsee bei Hannover, wo die Art schnell die dominierende Rolle in der Vegetation einnahm.



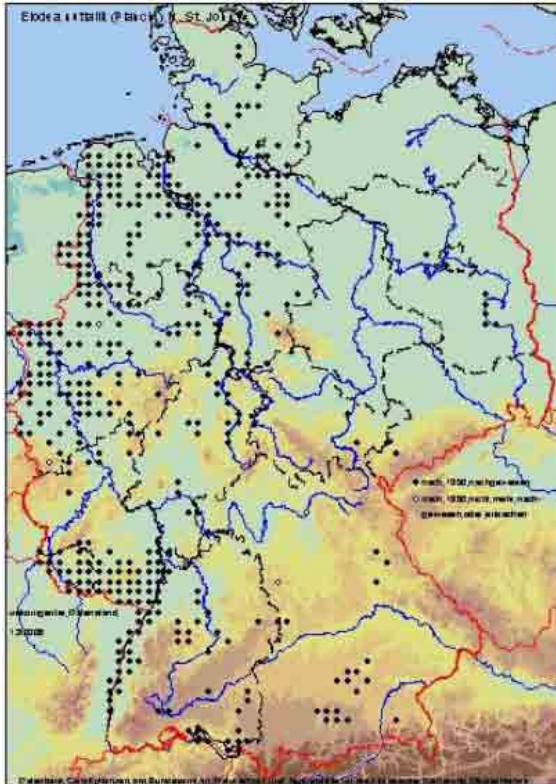
**Abb.27: Verbreitung von: *Ceratophyllum demersum* L. in Deutschland (BfN 2006; aus: Floraweb.de)**

In der Folgezeit mehrten sich die Nachweise der Art in Deutschland und heutzutage ist die Art eigentlich in allen Bundesländern anzutreffen und hat an vielen Stellen *Elodea canadensis* verdrängt (u.a. Wolff 1980, Vöge 1980, 1994, 1995, 2003, van de Weyer et al. 1990, Kundel 1990, Kohler 1995, van de Weyer 2003).

### Das weitere Ausbreitungspotential von *Elodea nuttallii*

Derzeit ist *Elodea nuttallii* im Westen Deutschlands noch am häufigsten (z.B. Ruhrseen, Steinhuder Meer), in NRW ist sie in allen Gewässertypen anzutreffen. Der

Ausbreitungsprozess hält aber weiter an (z.B. große Vorkommen in den Tagebauseen Ostdeutschlands), so dass zukünftig von einer ähnlich gleichmäßigen Verbreitung in Deutschland auszugehen ist wie bei der Kanadischen Wasserpest. Da sie eine weitere Standortamplitude hat und diese in vielen Gewässern ersetzen kann, könnte sie zukünftig häufiger werden als *E. canadensis*.



**Abb.28: Verbreitung von: *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John in Deutschland**  
(BfN 2006; aus: Floraweb.de)

*E. nuttallii* kommt in eutrophen bis hypertrophen künstlichen und natürlichen Stillgewässern, in Gräben und in Fließgewässern vor, wo sie im Gegensatz zu *E. canadensis* auch schneller fließende Gewässer besiedelt. *Elodea nuttallii* hat eine weitere Standortamplitude als *E. canadensis*. Sie ist nährstofftoleranter und kann sogar in Abwasser mit einer Konzentration von bis zu 27,2 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l überleben. Die Schmalblättrige Wasserpest wächst auch bei niedrigen Temperaturen und bei wenig Licht in planktongetrübten Gewässern, und zwar bis zu einer Tiefe von 13 m.

Da sie aber auch in weniger nährstoffreichen Gewässern besser gedeiht als die Kanadische Wasserpest, kann sie gerade bei leicht verbesserter Gewässerqualität diese ablösen und Dominanzbestände aufbauen.

### Unterschiedliche Nährstoffaufnahme

Noch nicht geklärt ist, in welchem Ausmaß die Aufnahme der Nährstoffe durch Sprosse, Blätter oder Wurzeln bei der Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation eine Rolle spielt (Carignan, 1982).

Während die *Elodea*-Arten über Sprosse und Wurzeln sowohl aus Sediment, als auch aus Freiwasser Nährstoffe aufnehmen, wird dies bei *Myriophyllum* hauptsächlich über das Wurzelsystem erreicht. *Ceratophyllum* wiederum wurzelt nicht auf dem Seegrund.

Die Wasserpest-Arten existierten schon länger im Hiltruper See, ohne größere Bestände zu bilden, ihr explosives Wachstum und die Verdrängung anderer Arten fand gleichzeitig mit dem ersten Auftreten von „Blualgenblüten“ statt. Beide Prozesse sind ursächlich mit den abiotischen Faktoren Nährstoffe, Licht, Temperatur u.a. verknüpft.

Die Ausbreitung der *Elodea* ist also vermutlich nicht ein Grund des vermehrten Planktonwachstums, sondern eine parallel stattfindende Wechselwirkung und/oder Reaktion auf die gleichen Ursachen.

## 6. Zusammenfassung

2009 unterschied sich im Klimaverlauf durch kältere Wintermonate und einen deutlichen Temperaturanstieg im April vom Vorjahr. Zudem fielen erkennbar weniger Niederschläge, der Wasserstand war um ca. 40-60cm gefallen.

An den Kontrollterminen waren keine sichtbaren Algenblüten zu verzeichnen, auch die regelmäßigen Überprüfungen durch das Amt mittels einer Sonde auf die Chlorophyll-a-Gehalte erbrachte keine Hinweise auf signifikante Massenentwicklungen. Blaualgen waren weiterhin im Phytoplankton vertreten, an den 4 Terminen 2009 dominierten eher Zooplanktonarten.

Die Makrophytenvegetation der Wasserpest hatte in Nordwestteil und Südteil noch etwas zugenommen, im Nordostteil waren nur noch Restbestände des Hornkrauts vorhanden. Dort hatte aber noch keine Wasserpest-Einwanderung stattgefunden.

Die Nährstoffmessungen lagen im Trend des Jahresverlaufs 2008, es gab weniger Sauerstoffdefizit in der „Tiefenzone“.

Es wurden keine mit hoher Biomasseproduktion einhergehende hohen pH-Werte gemessen.

Aus der Sichtung und dem Vergleich von Literatur zur Forschung und Untersuchungen zum Thema der Besiedlung eutropher Flachseen durch Plankton und Unterwasserpflanzen ging hervor, dass sich der Hiltruper See zur Zeit in einer instabilen Phase zwischen dem Zustand eines makrophytendominierten See und einem planktondominierten See befindet. Beide Zustände weisen wahrscheinlich eine „Trägheit“ gegenüber äußeren Einflüssen auf, die sie auch über einen „mittleren Schwellenwert“ hinaus stabilisiert.

Vermutlich sind es bevorzugt die „chemischen Kampfstoffe“ (allelopathische Substanzen) einiger submerser Makrophyten, die deren Dominanz, wie am Hiltruper See, auch bei fortschreitender Eutrophierung noch länger aufrecht erhalten können. Umgekehrt besteht die Gefahr, dass eine einmal etablierte Dominanz von Planktonalgen auch bei einer Verbesserung des trophischen Zustands aufgrund verschiedener Anpassungsmechanismen („Reservespeicherung“ von Phosphaten, etc.) noch länger erhalten bleiben kann.

**Ein Zusammenhang zwischen veränderter Zusammensetzung des**

**Makrophytenbewuchses und Wechsel zur Phytoplanktondominanz ist in der Literatur nicht beschrieben. Möglicherweise haben sich hier am Hiltruper See zwei Trends überlagert.**

Die explosive Vermehrung der Wasserpest scheint eher eine Parallelentwicklung, als eine Ursache der 2007 und 2008 stattgefundenen verstärkten Biomasseproduktion planktischer Algen zu sein. Obwohl sie als Neophyt gegenüber den heimischen Pflanzen unerwünscht ist, scheint sie in ihrer Funktion als Gegenpol zu den Planktonorganismen gleichwertig zu sein.

**Für den Hiltruper See ist aus ökologischer Sicht und aus der potenziellen Gefährdung durch Blaualgenblüten der Erhalt der Makrophyten-Dominanz anzustreben.**

**Die Entnahme von Makrophytenbiomasse aus nutzungstechnischen Gründen kann besonders in einem kleineren See die Dominanzverhältnisse zugunsten des Plankton beeinflussen.**

Die Wasserpest-Arten existierten schon länger im Hiltruper See, ohne größere Bestände zu bilden, ihr explosives Wachstum und die Verdrängung anderer Arten fand gleichzeitig mit dem ersten Auftreten von „Blaualgenblüten“ statt. Beide Prozesse sind ursächlich mit den abiotischen Faktoren Nährstoffe, Licht, Temperatur u.a. verknüpft.

Die Ausbreitung der Elodea ist also vermutlich nicht ein Grund des vermehrten Planktonwachstums, sondern eine parallel stattfindende Wechselwirkung und/oder Reaktion auf die gleichen Ursachen.

## 7. Aussichten

In dem eutrophen Flachsee wird grundsätzlich auch in Zukunft mit „Blaualgenblüten“ zu rechnen sein. Deren Ausbleiben 2009 war keinem Einfluss direkt zuzuordnen.

Für die weitere Beobachtung wäre es sinnvoll, das Kontrollprogramm 2009 um eine Frühjahrsbeprobung erweitert in den nächsten Jahren fortzusetzen.

Die Beprobung des Regenwassers sollte mittelfristig fortgesetzt werden.

Daten über das Grundwasser sind bisher nur marginal und ohne Zuordnung vorhanden, diese sollten ebenfalls über einen Jahresverlauf zumindest im Zustrom erfasst werden.

Von einem ausgewiesenen Fischereibiologen sollten Aussagen über die Zusammensetzung des Fischbestandes erstellt werden (E-Befischung).

Für 2009/10 sind von der Arbeitsgruppe um Frau Hilt weitere Veröffentlichungen angekündigt, die sich auch mit der praktischen Umsetzung von Restaurierungsansätzen zur Re-Installierung eines makrophytendominierten Systems auseinandersetzen:

*Hilt, S., Van de Weyer, K., Köhler, A. & Chorus, I. (2009) Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. Restoration Ecology, in press.*

*Hilt, S. & Lombardo, P. (2009) Effects of macrophytes on phytoplankton: nutrient uptake versus allelopathy. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie, in press*

Der aktuelle Wissensstand um die Restaurierungsmöglichkeiten sollte im Mittelpunkt einer abschließenden Literatursammlung stehen, um zusammen mit den bisherigen Untersuchungsergebnissen Lösungsvorschläge erarbeiten zu können.

## 8. Literaturliste

- AGAMI, M. & Y. WAISEL, (1985) Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. – *Hydrobiologia* 126, 169-173.
- BARRAT-SEGRETAIN, ELGER, A., SAAGNES, P., PUJALON, S. (2002): Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* (Michx.) & *E. nuttallii* (Planch.) H. St. John - *Aquatic Botany* 74: 299-313
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2006): Toxinbildende Cyanobakterien (Blualgen) in bayerischen Gewässern (Massenentwicklung, Gefährdungspotential, wasserwirtschaftlicher Bezug – Materialienband 125 (2006)
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern – Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten - Informationsberichte Heft 4/98, S. 379 - 380
- BINZER, T., SAND-JENSEN, K. & MIDDELBOE, A.L. (2006): Community photosynthesis of aquatic macrophytes - *Limnology and Oceanography* 51 (6): 2722-2733
- BOLIER, G., M. C. J. DE KONINGH, J. C. SCHMALE & M. DONZE (1992): Differential luxury phosphate response of planktonic algae to phosphorus removal – *Hydrobiologia* 243/244: 113-118
- CARIGNAN, R. & J. KALFF (1982): Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to epiphyton and phytoplankton - *Limnology and Oceanography* 27: 419-427.
- CARMIACHEL, W. (2009): CanoHABSearch: A list of toxic cyanobacteria
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.D. (1980): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil. Band 23, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 403 S.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seesanieung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? - *Limnologie aktuell* 8: 21-28.
- CHORUS, I., BARTRAM J. (eds) (1999): Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon: London. 416 pp.
- CUNY, P. et al.. (1995): Water soluble phenolic compounds of the marine phanerogam *Posidonia oceanica* in a Mediterranean area colonised by the introduced chlorophyte *Caulerpa taxifolia*. - *Aquatic Botany* 52, 237-242.
- DENYS, L., PACKET, J. & VAN LANDUYT, W. (2004): Neofyten in het Vlaamse water: signalement van vaste waarden en rijzende sterren - *Natuur.focus* 3(4): 120-128
- ELAKOVITCH, S. D. & J. W. WOOTEN, J. W (1986) Allelopathic aquatic plants for aquatic plant management; a feasibility study. - Department of the army, US Army Corps of Engineers, Washington, DC, 27 pp.
- ELAKOVITCH, S. D. & J. W. WOOTEN, J. W. (1987): An examination of the phytotoxicity of the water shield, *Brasenia schreberi*. - *Journal of Chemical Ecology*, 13, 1935-1940.
- ELAKOVITCH, S. D. & J. W. WOOTEN, J. W (1989): Allelopathic potential of sixteen aquatic and wetland plants. - *Journal of Aquatic Plant Management*, 27, 78-84.
- ELAKOVITCH, S. D. & J. YANG (1996): Structures and allelopathic effects of Nuphar alkaloids: Nupharolutine and 6,6'-dihydroxythiobinupharidine. - *Journal of Chemical Ecology* 22, 2209-2219.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa - *Scripta Geobotanica* 18: 248 S., Göttingen
- EUGELINK, A.H. (1998): Phosphorus uptake and active growth of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* - *Wat. Sci. Tech.* 37 (3) (1998), S. 59-95
- FRANK, P.A. & N. DECHORETZ (1980): Allelopathy in dwarf spikerush (*Eleocharis coloradoensis*). - *Weed Science*, 28, 49-505.
- FRITSCHLER, N., A. HUSSNER & J. BUSCH (2008): Regenerationsfähigkeit von indigenen und neophytischen Wasserpflanzen – in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 2007 (Münster)

- FROST, U. (2008): Limnologische Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren – Trophiesituation unter besonderer Berücksichtigung der außergewöhnlichen meteorologischen Verhältnisse 2007 in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008
- GOPAL, B. & U. GOEL (1993): Competition and allelopathy in aquatic plant communities. - *The Botanical Review*, 59, 155-210.
- GROSS, E.M. (2003): Differential response of tellimagrandin II and total bioactive hydrolysable tannins in an aquatic angiosperm to changes in light and nitrogen - *Oikos* 103:497-504.
- GROSS, E.M., MEYER, H. & G. SCHILLING (1996): Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. - *Phytochemistry* 41, 133-138.
- GUNKEL, G. 1994 (Hrsg.): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen: 540 S., G. Fischer/Jena, Stuttgart
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1975): Musterkarten zum Stand der floristischen Kartierung in der Bundesrepublik Deutschland, 2. Folge - *Göttinger Floristische Rundbriefe* 9: 96-105
- HAEUPLER, H. (1975): Bericht vom zweitägigen Geländetreffen der Zentralstelle Bereich Nord in Lathen/Ems - *Göttinger Floristische Rundbriefe* 9: 107-109
- HERR, W. (1985): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in schleswig-holsteinischen Fließgewässern - *Kieler Notizen* 17: 1-8
- HILT S. & E.M.GROSS (2006): Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung; in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2006
- HILT, S., GROSS, E.M., HUPFER, M., MORSCHEID, H., MÄHLMANN, J., MELZER, A., POLTZ, J., SANDROCK, S., SCHARF, E.-M., SCHNEIDER, S. & VAN DE WEYER, K. (2006). Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – guideline and state of the art in Germany - *Limnologica*, 36, 155-171.
- HOESCH, A., BUHLE, M. (1996): Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL - *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 2: 84-101
- HORN, O., LASKOV, C., HUPFER, M. (2004): Root oxygen release of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton crispus* - 7th Intecol Wetlands Conference, Utrecht, 25-30.07.04, Poster
- JAMES, C.S., EATON, J.W. & HARDWICK, K. (1999): Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss - *Hydrobiologia* 415: 35-40
- JEPPESEN, E., et al (2005). Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary data from 35 European and North American long term studies - *Freshwater Biology*, 50, 1747-1771.
- JEPPESEN, E., M. SØNDERGAARD, M. MEERHOFF, T. L. LAURIDSEN & J. P. Jensen (2007): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction-some recent findings and challenges ahead - *Hydrobiologia* 584: 239- 252.
- JORGA, W., WEISE, G. (1979): Biomassenentwicklung submerser Makrophyten in langsam fließenden Gewässern in Beziehung zum Sauerstoffhaushalt - *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 62: 209-234
- KABUS, T. (2008): Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse; in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008
- KAHNT, U., KONOLD, W., ZELTNER, G.-H., KOHLER, A. (1989): Wasserpflanzen in Fließ-gewässern der Ostalb - *Ökologie in Forschung und Anwendung* 2: 148 S. & Anhang.
- KOHLER, A. (1995): Neophyten in Fließgewässern - Beispiele aus Süddeutschland und dem Elsaß - *Schriftenreihe für Vegetationskunde (Sukopp-Festschrift)* 27: 405-412
- KOHLER, A. (1978): Wasserpflanzen als Bioindikatoren - *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 11: 259-281
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren - *Decheniana-Beihefte* 26: 31-42

- KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au - Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 4-36
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K., ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung von 1973 bis 1992 - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 1: 101 S.
- KOHLER, A., JANAUER, G. A. (1998): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, BERNHARDT & KLAPPER (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie VIII-1.1.1.3: 1-22, ecomed
- KÖHLER, J., HILT, S., ADRIAN, R., KOZERSKI, H.-P., NICKLISCH, A. & WALZ, N. (2005). Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading - Freshwater Biology, 50, 1639-1650.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa - Ulmer, Stuttgart. S. 202 f.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 56: 280 S., Berlin
- KUMMER, V. & JENTSCH, H. (1997): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John nun auch in Brandenburg - Verh. Bot. Ver. Berlin und Brandenburg 130: 185-198
- KUNDEL, W. (1990): *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John in Flußmarschgewässern bei Bremen - Tuexenia 10: 41-48
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien: 74 S., Schwerin
- MADSEN, T.V., BRIX, H. (1997): Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in: relation to temperature - Oecologia 110: 320-327.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayrischer Seen; dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstädt-Hemhofer Seen (Oberbayern) - Dissertationes Botanicae 34: 195 S. Cramer, Vaduz.
- MESTERS, C. M. L. (1997): Polluted Dutch transboundary streams: effects on aquatic macrophytes: 127 pp., Thesis Utrecht University, Utrecht
- NAGASAKA, M. (2004): Changes in biomass and spatial distribution of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, an invasive submerged plant, in oligomesotrophic Lake Kizaki from 1999 to 2002 - Limnology 5: 129-139
- NAGASAKA, M., YOSHIZAWA, K., ARIZUMI, K. & HIRABAYASHI, K. (2002): Temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi - Limnology 3: 107-114
- NINO, F.D. et al. (2005): response of *Elodea nuttallii* (Planch) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France - Hydrobiologia 551, 147-157
- OZIMEK, T., VAN DONK, E. & GULATI, R.D. (1993): Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake - Hydrobiologia 251: 13-18
- PETZOLD, F., KABUS, T., BRAUNER, O., HENDRICH, L., MÜLLER, R., MEISEL, J. (2006): Natürliche eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. – Naturschutz und Landschaftspflege 15 (2): 36-47.
- PIETSCH, W. (1972): Ausgewählte Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen - Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 12: 121-151
- PIETSCH, W. (1982): Makrophytische Indikatoren für die ökochemische Beschaffenheit der Gewässer. In: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Bd II, 2. Auflage: 67-88, Fischer, Jena
- PLANAS, D. et al. (1981): Ecological significance of phenolic compounds of *Myriophyllum spicatum* - Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 21, 1492-1496.

- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen - Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westfalen 42: 1-156
- REMY, D. (1993): Licht als begrenzender Faktor für die Verbreitungsmöglichkeit von Makro-phyten in unterschiedlichen Gewässertypen - Verhdlg. Ges. Ökol. 22: 285-288
- RICE, E.L. (1984): Allelopathy - Academic Press Inc., Orlando.
- RÖNICKE, H. et al (2006): Wachstumsdynamik von *Elodea nuttallii* im Tagebausee Goitsche in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2006
- RÖNICKE, H., O. BÜTTNER, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG (2008): Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche; in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008
- RUHRVERBAND (2007): Abschlussbericht der F&E Vorhabens Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen
- SAS, H. (1989): Lake Restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations/ coordination - Academia Verlag Richarz, St. Augustin. 497 S
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London
- SCHEFFER, M. et al (1993): alternative equilibria in shallow lakes; trends in ecology and evolution 8, 275-279
- SEEHAUS, A. (1992): Die Ausbreitung von *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in der Leineau südlich von Hannover im Zeitraum von 1973-1991 - Floristische Rundbriefe 26 (2): 72-78
- SIMPSON, D.A. (1984): A short history of the introduction and spread of *Elodea Michx* in the British Isles - *Watsonia* 15: 1-9
- SIMPSON, D.A. (1986): Taxonomy of *Elodea* in the British Isles. *Watsonia* 16: 1-14
- SIMPSON, D.A. (1990): Displacement of *Elodea canadensis* Michx. by *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in the British Isles - *Watsonia* 18: 173-177
- ST. JOHN, H. (1965): Monograph of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae): Part 4 and summary. The species of eastern and central North-America - *Rhodora* 67: 1-35, 155-180
- SURHOLT, B. (2001): Toxine der Cyanobakterien im Aasee – Gutachten im Auftrag der Stadt Münster
- TRAPP, S. (1995): Wasserpflanzen Bremer Seen und ihr Verhältnis zur Gewässergüte - Abh. Naturw. Verein Bremen 43: 165-177, Bremen
- TREMP, H. (2001): Standortliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* Michx. und *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Gewässern der badischen Oberrheinebene - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 10: 19-32
- TÜXEN, R., PREISING, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen - *Deutsche Wasserwirtschaft* 37: 10-17, 57-69
- UMWELTWISSENSCHAFTEN UND SCHADSTOFF-FORSCHUNG (1983) Verlag Springer Berlin / Heidelberg ISSN0934-3504 (Print) 1865-5084 (Online) HeftVolume 5, Number 1 / Februar 1993
- VERGEER, L.H.T. & A. DEVELI (1996): Phenolic acids in healthy and infected leaves of *Zostera marina* and their growth-limiting properties towards *Labyrinthula zosterae* - *Aquatic Botany* 58, 65-72.
- VÖGE, M. (1980): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im Öjendorfer See in Hamburg - *Kieler Notizen* 12: 7
- VÖGE, M. (1994): Tauchbeobachtungen in Siedlungsgewässern von *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John - *Tuexenia* 14: 335-342
- VÖGE, M. (1995): Langzeitbeobachtungen an *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Norddeutschen Seen - *Floristische Rundbriefe* 29 (2): 189-193
- VÖGE, M. (2003): Was macht *Elodea nuttallii* so erfolgreich gegenüber *Elodea canadensis*? - *Floristische Rundbriefe* 37(1/2): 37-40

- WATTENDORF, J. (1964): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im Teich des Botanischen Gartens zu Münster (Westf.) - *Natur und Heimat* 24: 86-91
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1974): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im Maschsee bei Hannover - *Göttinger Floristische Rundbriefe* 8: 63-64
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora - *Archiv für Hydrobiologie* 79: 397-403
- WEYER, K. VAN DE (1998): Untersuchungen zur submersen Makrophytenvegetation in der Lippe im Rahmen des Biomonitoringprojektes Haltern-Lippramsdorf-Marl (HaLiMa) - unveröff. Gutachten, erstellt im Auftrag der LÖBF/LAfAO NRW
- WIEGLEB, G. (1979): Die Verbreitung von *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im westlichen Niedersachsen - *Drosera* (79) 1: 9-14
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten - *Tuexenia* 11: 135-147.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern - *Arch. Hydrobiol.* 83: 443-484
- WIEHLE, I. (2008): Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See); in: DGL – erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008
- WIUM-ANDERSEN et al.. (1987): Algal growth inhibitors in *Sium erectum* Huds. - *Archiv für Hydrobiologie*, 111, 317-320.
- WIUM-ANDERSEN, S. (1987): Allelopathy among aquatic plants. - *Archiv für Hydrobiologie* 27, 167-172.
- WIUM-ANDERSEN, S. et al. (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). – *Oikos* 39, 187-190.
- WIUM-ANDERSEN, S. et al.. (1983): Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. – *Phytochemistry* 22, 2613
- WOLFF, P. (1980): Die Hydrillae (Hydrocharitaceae) in Europa - *Göttinger Floristische Rundbriefe* 14: 33-56
- WOOTEN, J.W. & S.D. ELAKOVITCH (1991): Comparisons of potential allelopathy of seven freshwater species of Spikerushes (*Eleocharis*). - *Journal of Aquatic Plant Management* 29, 12-15.