

# Überwachungsmonitoring des Münsterschen Aasees 2003

Unter besonderer Berücksichtigung des Auftretens von Toxinen der Cyanobakterien

durchgeführt im Auftrag der  
Stadt Münster  
Amt für Grünflächen und Umweltschutz

von  
Prof. Dr. Bernhard Surholt  
Otto-Hue-Str. 15, 48249 Dülmen  
und  
Priv.-Doz. Dr. Werner Mathys,  
Dipl.-Ing. Anni Bommer  
und den Mitarbeitern des Bereichs Umwelthygiene  
des Institutes für Hygiene  
am Universitätsklinikum Münster  
November 2003

## INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>3</b>
<b>EINLEITUNG</b>	<b>4</b>
<b>ERGEBNISSE und deren BEWERTUNG</b>	<b>6</b>
<b>Die Zusammensetzung des Planktons und die Gehalte an Chlorophyll a</b>	<b>6</b>
- Plankton	6
- Chlorophyll a und Phaeopigmente	7
<b>Die Konzentration an Microcystin</b>	<b>7</b>
<b>Die physikalischen Kenngrößen Wassertemperatur und Trübung</b>	<b>8</b>
- Wassertemperatur	8
- Trübung	9
<b>Die Pflanzennährstoffe</b>	<b>9</b>
- Nitrat	10
- Phosphat	10
- Ammonium und Nitrit	11
<b>Die Primärproduktion im Gewässer</b>	<b>12</b>
- Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung	13
- pH-Wert	14
<b>Die organischen Kohlenstoffverbindungen (TOC)</b>	<b>14</b>
<b>Weitere physiko-chemische Kenngrößen</b>	<b>15</b>
- Leitfähigkeit	15
- Redoxpotential	16
- Kationen Eisen und Mangan	16
- Anionen Chlorid und Sulfat	17
<b>Die Abflussmengen und Frachten der Aa</b>	<b>18</b>
- Abflussmengen	19
- Frachten	19
- Trübung der Aa	19
<b>Abschlussbetrachtung: Ablauf der Frühjahrs- und Sommersaison in Aa und Aasee</b>	<b>21</b>
Fotos vom Fisch- und Vogelsterben 2003	24
<b>Anhang</b>	<b>25</b>

## ZUSAMMENFASSUNG

Im Mittelpunkt des diesjährigen Aasee-Monitorings standen die Cyanotoxine, konkret das hochgiftige Microcystin, und der Versuch, dessen Konzentrationen im Aasee möglichst aktuell (zeitnah) zu messen. Erstmals stand hierfür ein evaluierter auf Microcystin spezialisierter ELISA-Test zur Verfügung. Parallel dazu wurde das Wasser mikroskopisch auf Cyanobakterien untersucht und die für die physiko-chemischen, biochemischen und biologischen Abläufe im See wichtigen Kenngrößen gemessen. In Kurzfassung hier die Ergebnisse:

Bereits ab Anfang Juni 2003 übernahmen Cyanobakterien die dominante Rolle im Wasserkörper des Aasees. Wenige Wochen später war das pflanzliche Plankton fast vollständig verschwunden. Von Mai bis September waren diese Bakterien dann in solchen Mengen im Wasser des alten Aasees, dass die Chlorophyll-a-Konzentrationen permanent die vom UBA gesetzte Warnstufe von 40 µg/l (Bundesgesundheitsblatt 6, 2003) überschritten, im Durchschnitt um das Doppelte, in der Spitze um das 3,5-fache.

Anfang Juni waren die Toxine im See bereits gut nachweisbar und stiegen dann kontinuierlich weiter an. In der ersten Augusthälfte erreichten sie mit über 60 µg/l einen ersten kritischen Höhepunkt. Noch erheblich höher gingen dann die Konzentrationen im September. Sie erreichten 165 µg/l, um Anfang Oktober im freien Wasser sogar auf den hochtoxischen Wert von fast 300 µg/l anzusteigen. Noch höhere Werte (nämlich 1 531 und 1 708 µg/l) wurden dabei in Bereichen gemessen, in denen Cyanobakterien in „Wolken“ auftrieben. Infolge von Südwestwind kam es dann auch wieder zur besonders kritischen „Scum-Bildung“ (Schaumbildung) vor den Aasee-Treppen und –Mauern.

Bereits ab Anfang Juni stiegen die Wassertemperaturen auf über 25 °C und hielten sich auf diesem Niveau bis Ende August; Spitzentemperaturen lagen über 30 °C. Während der gesamten Messperiode waren die Sichttiefen extrem schlecht. Nie zuvor wurden in der Aa so geringe Sichttiefen gemessen, im Mittel nur 32 cm; im Aasee sogar nur 21 cm. Die Aa belastete so den Aasee mit ihrem hochtrüben Wasser (eine Folge: frühes Absterben der Phytoplankter).

Die Konzentrationen von Nitrat und Phosphat waren immer und überall erheblich zu hoch. In der Aa lag der mittlere Phosphatwert bei 0,485 mg/l und damit 62 % über dem Grenzwert der AGA-NRW. Ammonium überschritt den AGA-Grenzwert nur 2-mal. Das hoch fisch-toxische Nitrit lag diesmal im Schnitt um eine Zehnerpotenz über dem zulässigen EU-Richtwert. Auch die Gehalte an organischen Verbindungen waren erneut erheblich zu hoch. Überall lagen die TOC-Werte im Schnitt deutlich über dem AGA-Grenzwert von 7 mg/l.

Bezüglich Sauerstoffgehalt war die Aa in nie gemessenem Ausmaß kritisch. Im Mittel war sie nur zu 48 % O<sub>2</sub>-gesättigt (entsprechend nur 4,8 mg O<sub>2</sub>/l; Grenzwert AGA: 6,0 mg/l). Zwischenzeitlich traten aber auch im Aasee immer wieder Sauerstoff-Defizite auf. Besonders stark waren diese im Wasser, das aus der „renaturierten Aa“ kam. Wichtig: Die Sauerstoff-Defizite korrelierten nicht mit den Spitzen der Wassertemperatur. An heißen Tagen war das Aaseewasser hingegen stark O<sub>2</sub>-übersättigt. Die pH-Werte im See erreichten Spitzenwerte von bis zu pH 9,36. Beim Redoxpotential hielt der negative Trend der letzten Jahre an.

Die Abflussmengen der Aa lagen auf einem extrem niedrigen Niveau. Weniger als die Hälfte der Wassermengen, die Schuller (2003) als mehrjähriges Mittel für das Sommerhalbjahr angibt (530 l/s) flossen im Schnitt von der Aa in den Aasee (242 l/s). Im Vergleich zum Vorjahr waren es sogar nur etwas mehr als ein Viertel. Entsprechend niedriger waren auch die Frachten der Aa.

## EINLEITUNG

Münsters Aasee ist ein flacher Stausee eingebettet in die Aa-Talung und durchflossen von der Münsterschen Aa. Überfrachtet mit Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet der Aa mit Nährstoffen zeigt er seit einigen Jahren das Erscheinungsbild eines hypertrophen (polytrophen) Binnengewässers. Inzwischen hat diese Entwicklung nicht mehr nur negative Folgen für sein ökologisches Gefüge, sondern sie geht soweit, dass auch die Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers für den Menschen erheblich betroffen sind. Vorsorglich wurden deshalb bereits vor Jahren die Nutzung des Aasees für Erholung und Freizeit erheblich eingeschränkt (Badeverbot, usw.).

Neuere Untersuchungen des Aasees in den letzten Jahren und das vor einem Jahr eingerichtete Überwachungsmonitoring haben darüber hinaus gezeigt, dass es inzwischen mit der extremen Verschlechterung des ökologischen Zustandes des Aasees allein nicht getan ist. Mehr und mehr breiten sich im Wasserkörper des Sees zeitlich und räumlich verschiedene Arten von Cyanobakterien aus, die nach und nach die Vielzahl von Plankton-Algen verdrängen und selber zu den dominierenden Mikroorganismen des Wasserkörpers werden. Immer häufiger bilden sie intensive „Blüten“ aus. Da diese sehr urtümlichen Bakterien wie die planktischen Algen die Fähigkeit zur Photosynthese haben, ersetzen sie zunächst einmal diese als Primärproduzenten. Für den See heißt das vor allem, er wird weiter mit ausreichend Sauerstoff versorgt. Was die gesamte Entwicklung hin zu den Cyanobakterien aber sehr kritisch macht, ist folgendes:

Im Laufe des letzten Jahrzehnts wurde wissenschaftlich immer eindeutiger nachgewiesen, dass eine ganze Reihe der Cyanobakterien-Arten in erheblichem Umfang eine Vielzahl sehr gefährlicher Gifte produzieren, die sie zunächst in ihren Zellen speichern, unter bestimmten Bedingungen dann aber auch ins umgebende Wasser abgeben. Chemische und biochemische Analytik konnten inzwischen die Strukturen und die Wirkmechanismen viele dieser Toxine aufklären. Fälle und Verlaufsbilder von Vergiftungen bei Mensch und Tier konnten zudem medizinisch eindeutig bestimmten Cyanobakterien-Toxinen zugeordnet werden. Insgesamt verbleiben aber noch viele Fragen und Probleme bezüglich weiterer Cyanobakterien-Toxine, deren z.T. enorme Giftigkeit zwar nachweisbar ist, deren Struktur und Wirkmechanismen aber noch völlig ungeklärt sind. Auch treten Cyanobakterien auf, die offensichtlich einen ganzen „Cocktail“ von Giften produzieren können, die bei gleichzeitigem Einwirken die Giftigkeit dieser Cyanobakterien potenzieren.

Vor allem bei der Aufklärung einer Gruppe von Cyanobakterien-Toxinen hat die Wissenschaft in den letzten Jahren große Fortschritte gemacht. Es ist dies die Gruppe der Microcystine, benannt nach der Cyanobakterien-Gattung *Microcystis*. Analysiert wurden bislang über 60 verschiedene Microcystine. Alle sind kleine Peptide, die aus sieben Aminosäuren aufgebaut sind. Einige von ihnen sind besonders giftig. Gelangen diese in den Körper von Mensch und Tier verursachen sie auch in kleinsten Mengen das Absterben von Leberzellen, schließlich das der ganzen Leber. In allerneuester Zeit wurde zudem der Nachweis geführt, dass Microcystine darüber hinaus als Wachstumsförderer von Krebszellen (sogenannte „Tumor-Promotoren“) wirken.

Im Spätsommer und Herbst 2001 gelang es uns mittels der HPLC-Technik im Aasee solche Microcystine nachzuweisen und deren Konzentrationen zu messen. In dieser Zeit kam es im Aasee zu enormen Blüten vor allem des Cyanobakteriums *Microcystis aeruginosa*. Die im See gemessenen Microcystin-Gehalte waren enorm hoch und lagen z.T. sogar über den Höchstkonzentrationen, die weltweit laut Literatur bislang anderweitig gefunden wurden. Obendrein waren es im Aasee überwiegend die als besonders giftig geltenden Microcystin-Formen (vor allem auch Microcystin-LR), die gefunden wurden.

Neben der Massenspektroskopie ist das Analyse-Verfahren mittels HPLC nach Stand der Technik die exakteste und zuverlässigste Methode zur Messung von Microcystin-Konzen-

trationen. Gleichzeitig liefert sie eine Auftrennung in die einzelnen, chemisch unterschiedlichen Microcystine. Da diese sich in ihrer Giftigkeit z.T. erheblich unterscheiden (s.o.), ist diese differenzierte Messung für die endgültige Befundung der Giftigkeit eines Gewässers von größter Bedeutung.

Einen Nachteil hat diese Methode aber. Sie eignet sich nur bedingt für ein zeitnahe Monitoring. Sie ist relativ arbeits- und zeitaufwendig und erfordert diverse hohe technische Voraussetzungen und Vorarbeiten. Deshalb liefert sie die Ergebnisse erst in einem relativ großen zeitlichen Abstand von der Probennahme, es sei denn man spezialisiert ein ganzes Labor ausschließlich auf Microcystin-Analyse.

Die Suche nach einer alternativen Analyseverfahren, die mit weniger Aufwand zeitnahe Ergebnisse bringt, führte uns zu auf dem Markt befindlichen und vom Umweltbundesamt (UBA) als „einfach durchzuführender Test“ empfohlenen Microcystin-ELISA-Bestimmung. Diese Methode basiert darauf, dass die Microcystin-Moleküle aus der zu untersuchenden Lösung herausgezogen und an für Microcystin spezifische immobilisierte Antikörper gebunden werden. Danach wird dann die Rate der Bindung gemessen.

Laut Angaben der uns vom UBA empfohlenen Vertriebsfirma (Coring System Diagnostix, Gernsheim), eignet sich der Test weniger gut dazu, die konkreten Mengen an Microcystinen zu messen, als schnell die Frage eines „Ja oder Nein“ bezüglich des Vorhandenseins dieser Toxine zu klären. Auch unsere ersten Erfahrungen mit diesem Test führten zunächst zu den gleichen Aussagen. Die diesbezüglichen Empfehlungen des UBA bzgl. des Tests (vgl. u.a. Gesundheitsblatt, 6, 2003) sind in der vorliegenden Form deshalb mit Vorsicht zu betrachten.

In den zurückliegenden Monaten ist es uns aber gelungen, diesen ELISA-Test und vor allem die Aufbereitung der Proben soweit methodisch zu ergänzen und zu verbessern, dass mit ihm nun quantitative Bestimmungen von Microcystinen mit relativ großer Genauigkeit möglich wurden. Wir können diese Untersuchungen jetzt zwar nicht innerhalb von Stunden (vgl. UBA-Empfehlungen) aber doch in 2-3 Tagen zu einem Ergebnis führen.

2003 wurde dieses Bestimmungsverfahren nun erstmals beim Aasee-Monitoring durchgängig eingesetzt. So wurde es möglich, nach dem mikroskopischen Auffinden und Identifizieren der Cyanobakterien im Aasee und deren Quantifizieren mittels Chlorophyll-a-Bestimmung nach 2 Tagen auch die zugehörige jeweilige Konzentration der Microcystine mit ausreichender Genauigkeit zu bestimmen. Eine zeitnahe Abschätzung der jeweils vom Aaseewasser ausgehende gesundheitliche Gefährdung durch diese Cyanobakterien-Toxine wurde somit möglich.

Beim Aasee-Monitoring 2003 war es natürlich auch wieder sinnvoll und notwendig, eine Überwachung des jeweiligen gewässerchemischen und –physikalischen Zustandes der Aa und des Aasees in unterschiedlichen Abschnitten des Sees und unterschiedlichen Phasen der Vegetationsperiode durchzuführen. Da bekanntermaßen die Aa der Hauptausgangspunkt für die Belastung des Aasees ist, wurden alle Messungen an der Aa auf der Höhe von Haus Kump, also direkt vor ihrem Einfließen in den Komplex „renaturierte Aa“, durchgeführt.

## ERGEBNISSE und deren BEWERTUNG

Die Bewertung der Ergebnisse des Monitorings 2003 muss erfolgen auf Hintergrund, dass das Jahr 2003 nicht nur geprägt wurde von einem extrem heißen und andauernden Sommerwetter (mit Spitzentemperaturen in Münster von über 38 °C, vgl. Abb. 4), sondern vor allem auch durch ausgeprägten Defizite bei den Niederschlägen. Diese waren quasi schon vorhanden, als diese Untersuchung begann. In den ersten vier Monate des Jahres fiel in unserer Region nur die Hälfte eines Monatssolls. Die Niederschläge im Mai lagen dann zwar sehr deutlich über dem langjährigen Durchschnitt für den Monat Mai, konnten aber die vorhandenen Defizite nicht ausgleichen. Der Juni war erneut erheblich zu trocken, ebenso der August. Nur etwas Ausgleich brachte dazwischen der Monat Juli in Teilen unserer Region, auch wenn er unter dem langjährigen Monats-Durchschnittswert blieb. In der ersten Septemberhälfte fielen dann Niederschläge in einer Menge, die in etwa den Erwartungen entsprach. Danach folgte in der 2. Septemberhälfte nochmals eine trockene und warme „Hochsommerwoche“. Erst Richtung Oktober wurde es dann wieder regnerischer, bei jetzt stetigem Abfall der Temperaturen.

### Zusammensetzung des Planktons und die Gehalte an Chlorophyll a

#### Das Plankton

Im Mai zu Beginn der Untersuchungen fanden sich im alten Aasee bereits viele und überraschend große Kolonien von Cyanobakterien. Besonders stark vertreten war dabei die Wassernadel *Aphanizomenon flos-aquae*. Daneben war aber das Phytoplankton nach Menge und Artenvielfalt noch relativ gut ausgebildet, ebenso das Zooplankton. Damit unterschieden sich die Verhältnisse im alten Aasee allerdings sehr deutlich von denen im Übergangsbereich von der „renaturierten Aa“ zum neuen Aasee. Hier wurden nur Zooplankter, einige Cyanobakterien aber keine Phytoplankter gefunden.

In der Folgezeit nahm dann die Bedeutung des Phytoplanktons im gesamten Aasee sehr schnell und immer deutlicher werdend ab, bis es schließlich schwierig wurde, überhaupt noch Vertreter dieser Gruppe im mikroskopischen Bild zu finden. Dieser Mangel an Phytoplanktern hielt bis in die 2. Hälfte des Monats September an. Erst kurz vor Ende dieser Untersuchung fanden sich wieder größere Mengen an Planktonalgen, dies dann aber stark überlagert von einem nochmaligen extrem starken Aufblühen diverser Cyanobakterien-Arten. Damit hatten wir im Aasee des Sommers 2003 ein komplett anderes mikroskopisches Bild als das, was wir aus all den Vorjahren kannten (vgl. u.a. die in den Jahren 1992-94 von Vest gefundene Artenvielfalt des Phytoplanktons; Dissertation, Univ. Münster, 1997).

Mit dem Abnehmen des Phytoplanktons im späten Frühjahr stieg sehr schnell die Dominanz diverser Arten von Cyanobakterien. Bereits Mitte Juni prägten sie das Bild des Aasee-Planktons vollständig. Zwei sehr deutliche Höhepunkte der Cyanobakterien-Entwicklung wurden beobachtet, der eine im Höhepunkt der Hitzewelle in der ersten Augusthälfte und der zweite ab Mitte September bis Anfang Oktober, wo es dann, wie schon mehrmals in den Vorjahren beobachtet, wieder zu starkem Auftreiben und Aufrahmen vor allem der Netzblualge von *Microcystis aeruginosa* kam. Bemerkenswert für 2003 ist zudem, dass zu den bereits als „Massenblüher“ für den Aasee bekannten Arten, wie *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena constricta* (Eingeschnürte Ringelalge) und *Aphanizomenon flos-aquae*, in diesem Jahr weitere Arten in Massenblüten auftraten. Dies waren *Anabaena spiroides* (Schraubige Ringelalge), *Lyngbia contorta* (Geringelte Scheidenblualge). Die Grüne Netzblualge *Microcystis viridis* wurde nach Jahren erstmalig wiedergefunden. Auch sie trat zeitweise in Massen auf.

## Chlorophyll a und Phaeopigmente:

Als ein Maß zur Quantifizierung photosynthetisch aktiver Mikroorganismen im Wasser (vor allem der potentiell toxischen Cyanobakterien) dient die Messung des Chlorophyll a, als dem charakteristischem Photosynthese-Pigment der Cyanobakterien. Über die vorgefundenen Chlorophyll-a-Gehalte definiert das UBA zwei Warnstufen bezüglich dieser Cyanobakterien, die erste bei einem Chlorophyll-a-Gehalt des Wassers von 40 µg/l und zweite bei 150 µg/l (Bundesgesundheitsblatt 7, 1997). In einer neuen Empfehlung des UBA (Bundesgesundheitsblatt 6, 2003) ist die 2. Warnstufe herausgenommen.

Wie Abb. 1 zeigt, lagen im alten Aasee bei den Messungen 2003 die Chlorophyll-Werte immer über 40 µg/l, also immer oberhalb der 40 µg/l-Warnstufe. Der Durchschnittswert lag bei knapp 79 µg/l. Immer galt, dass die Cyanobakterien gegenüber den pflanzlichen Algen absolut dominant waren (s.o.). Zwei Höhepunkte zeichneten sich ab, der erste bei der Messung am 11. August mit gut 140 µg/l und der zweite am 22. September mit fast 126 µg/l.

Das heißt, im Gegensatz zu 2002 wurden keine Gehalte von über 150 µg/l gefunden. Bei nur 11 Messungen in 2003, sprich Messintervalle von 2 Wochen, besteht allerdings die Möglichkeit, dass starke „Blüten“ und damit auch Spitzenwertwerte durchs Raster gefallen sind. Vergleiche mit den Befunden der Vorjahre sollten folglich nur mit gewisser Vorsicht vorgenommen werden.

Die Phaeopigmentgehalte zeigen den zusätzlich Anteil an gerade zerfallendem Chlorophyll an. Sie erlauben also Rückschlüsse auf die jeweiligen Rate des Absterbens von photosynthetisch aktiven Organismen, d.h. von Phytoplanktern und Cyanobakterien (Abb. 2). Zu erkennen sind 2003 demnach drei größere Absterbephasen: Die erste bereits Ende Juni/Anfang Juli am Ende der ersten großen Hitzewelle, die zweite Mitte August, wo Wassertemperaturen bis über 30 °C gemessen wurden (vgl. Abb. 5) und nach Beendigung der „September-Hochsommerphase“ (Anfang Oktober).

## Die Konzentration an Microcystinen

In nahezu allen Fällen, in denen Cyanobakterien-Arten, die zur Bildung der Toxin-Gruppe „Microcystine“ befähigt sind, in einem Gewässer anhand mikroskopischer Untersuchungen gefunden wurden, konnten in den sich anschließenden chemischen Analyse auch Microcystine nachgewiesen werden. Darüber hinaus finden einige Autoren sogar eine Korrelation zwischen den Mengen dieser Bakterien im Wasser, gemessen anhand der Chlorophyll-a-Gehalte, und den anschließend quantitativ bestimmten Microcystin-Konzentrationen. Sie schreiben deshalb gemessenen Konzentrationen an Chlorophyll a in proportionalem Maßstab bestimmte Mengen an Microcystinen zu. Hierauf dürfte die Einrichtung der Warnstufen vor Cyanobakterien anhand der jeweiligen Chlorophyll-a-Gehalte in Binnengewässern durch das UBA basieren.

Die bei diesem Monitoring erstmals durchgängig angewandten Bestimmungen mittels Microcystin-ELISA brachten folgende Ergebnisse: Mit Ausnahme des ersten Messtages (21. Mai), wo nur relativ geringe Microcystin-Mengen im Aasee gemessen wurden, waren im See immer beachtenswerte Microcystin-Konzentrationen vorhanden (Abb. 3). Ein erster Höhepunkt mit Werten deutlich über 10 µg/l lag Ende Juni bis Mitte Juli. Nach leichtem Absinken stiegen dann die Werte bis Mitte August auf über 60 µg/l, blieben bis Mitte September auf diesem hohen Niveau (d.h. über 40 µg/l) und stiegen dann im freien Wasserkörper des alten Aasees steil über zunächst 165 µg/l am 22. September bis auf fast 300 µg/l am letzten Messtag (6. Oktober) an.

Ein Vergleich der Chlorophyll-Gehalte des alten Aasees mit den zugehörigen Microcystin-Konzentrationen zeigt an neun von elf Messtagen durchaus eine erkennbare positive

Korrelation zwischen beiden Kenngrößen (s.o.). Ausnahmen bilden nur der erste Messtag im Mai, wo neben deutlichen Mengen an Cyanobakterien ja noch sehr viel Phytoplankton vorhanden war, und der letzte Messtag am 6. Oktober. Hier war die Menge an Chlorophyll gegenüber der vorhergehenden Messtag auf weniger als die Hälfte gefallen. Die Microcystin-Konzentration hatte sich aber nahezu verdoppelt.

Folgende Erklärungen gäbe es für die letztgenannten Abweichungen: Wie die Daten für die Phaeopigmente anzeigen (am 6. X. über 100 µg/l), fiel die letzte Probennahme in eine Phase vermehrten Absterbens von photosynthetisch aktiven Mikroorganismen, also vor allem auch von Cyanobakterien. Bekanntlich werden die Microcystine dabei ins Wasser freigesetzt und können hier über Wochen in intaktem Zustand erhalten bleiben. Da die Proben zudem ja im freien Wasserkörper gezogen wurden, könnten die Chlorophyll-Werte auch dadurch negativ beeinflusst worden sein, dass ein Teil der Cyanobakterien an die Wasseroberfläche aufgetrieben war, sich so der Probennahme und damit auch der Chlorophyll-Messung entzogen hatten.

Wie gerade erwähnt, trieben am letzten Tag der Messungen Microcystis-Kolonien im alten Aasee in breiter Front auf, und im Bereich vor den Aasee-Treppen kam es zu „Scum-Bildungen“ (Oberflächenschaumbildung). Direkt vor den Treppen und den Mauern wurden die Schäume vom Wind zu einem z.T. mehrere Meter breiten Ufersaum zusammengetrieben. Es wurden zwei zusätzliche Wasserproben aus Bereichen des alten Aasees mit stark auftreibenden Blaualgen (nicht aber aus dem „Scum“ vor den Treppen) genommen. Diese beiden Proben enthielten Microcystin-Mengen, die deutlich über 1 mg/l lagen, nämlich bei 1,53 und 1,71 mg/l. Spätestens hier handelt es sich um mehr als hochtoxische Wasserbereiche mit höchstem gesundheitlichem Gefährdungspotential.

## **Die physikalischen Kenngrößen Wassertemperatur und Trübung**

Im Vergleich zu den Vorjahren wurden das Frühjahr und der Sommer des Jahres 2003 von sehr wenigen Niederschlägen und früh einsetzenden und dann anhaltend sehr hohen Temperaturen geprägt. Beide Faktoren hatten entscheidenden Einfluss auf die in den Gewässern unserer Region ablaufenden Reaktionen. Deshalb sollen die folgenden Kenngrößen, die in Aa und Aasee bereits sehr früh im Jahr besonders auffällige Größen erreichten, hier vor denen der Nährstoffe behandelt werden. Hinzu kamen die früh einsetzende hohe Trübung.

### **Wassertemperaturen**

Hohe Lufttemperaturen (vgl. Abb. 4) und vor allem auch lange und intensive, meist nicht von Wolken geminderte Sonneneinstrahlung trieben die Wassertemperaturen tagsüber bereits Anfang Juni im alten Aasee in den Bereich über 25 °C, im Juli lagen sie nur wenige Grade unter dieser Marke und in der ersten Augusthälfte ging es dann wieder aufwärts, wobei am 9. August sogar die 30 °C-Marke überschritten wurde. In den letzten Augusttagen unterschritten sie dann wieder 25 °C und Anfang September fiel en sie kurzfristig sogar unter 20 °C, um danach aber nochmals für eine ganze Reihe von Tagen deutlich über die 20 °C-Marke zu steigen. Erst Anfang Oktober fielen sie dann unter 15 °C (Abb. 5).

Die Wassertemperaturen der Aa vor ihrem Eintritt in die „renaturierte Aa“ folgten diesem Verlaufsmuster, wobei das Niveau nur ca. 3-5 °C niedriger lag als im See. Mitte August 2003 wurden auch hier fast 25 °C erreicht, eine für ein Fließgewässer sicherlich außergewöhnlich hohe Wassertemperatur. Die Aa belastete demnach den Aasee 2003 u.a. mit bereits stark erwärmtem Wasser, sicherlich u.a. eine Folge der sehr niedrigen Strömungsgeschwindigkeit infolge starkem Mangel an Niederschlägen.

Ein Vergleich zum Vorjahr (2002), in dem die Wassertemperaturen des Aasees tagsüber auch schon ab Ende Mai die insbesondere im Vergleich zu den Daten von 1992-1994 hohe Marke von 20 °C überschritten und sich dort mit nur kurzen Unterbrechungen bis in die ersten Septembertage hinein hielten, zeigt für 2003 eine noch weitergehende Steigerung. Dies dokumentieren die Durchschnittswerte für exakt den gleichen Zeitraum (21.V.-6.X.) sehr eindeutig: Im Jahr 2002 lagen sie für die Aa bei 16,7 °C und den alten Aasee bei 20,8 °C, während sie 2003 in der Aa 18,6 °C und im alten Aasee 23,2 °C betragen.

Diese Werte machen deutlich, mit welchen enorm hohen Wassertemperaturen der Aasee und die meisten darin lebenden Organismen in der Vegetationsphase 2003 fertig werden mussten. Es ist andererseits bekannt, dass dies kein Problem für viele Cyanobakterien-Arten darstellt. Untersuchungen belegen, dass ihr Wachstum im Gegensatz zu dem der Phytoplankter durch Wassertemperaturen bis in den Bereich um 30 °C deutlich gefördert wird.

### **Trübung (gemessen anhand der Sichttiefe)**

Außergewöhnlich niedrig war während der gesamten Untersuchungsdauer 2003 die Sichttiefe des Aasees und vor allem auch der Aa. Bereits Anfang Juni unterschritt der Aasee die 25 cm-Marke. Dies erfolgte 2002 erst Ende August (und hielt bis Anfang Oktober 2002 an). Auch am Ende dieser Untersuchung (6. Oktober 2003) hatte die Sichttiefe des Aasees 2003 die 25 cm-Marke noch nicht wieder überschritten. Von Mitte Juli bis Ende August 2003 lag sie sogar unter 20 cm (vgl. Abb. 6). Sehr deutlich zeigen die beiden Mittelwerte der Sichttiefe für 2002 und 2003 den beschriebenen Unterschied. 2002 lag dieser im Untersuchungszeitraum im Aasee bei 34 cm, 2003 aber nur bei 21 cm.

Was darüber hinaus 2003 auffällig war, ist die enorm hohe Trübung der Aa. Bis auf den ersten Wert (21. Mai 03: Sichttiefe 50 cm) liegen alle anderen bei 40 cm und niedriger. Im Untersuchungszeitraum 2003 ergab sich so für die Aa eine mittlere Sichttiefe von nur 32 cm. 2002 lag die mittlere Sichttiefe in der Aa dagegen bei 62 cm, also fast doppelt so hoch wie in diesem Sommer. Dieser große Unterschied lässt sich nicht oder nicht vorwiegend aus intensiverem Wachstum von Mikroorganismen in der Aa infolge der höheren Wassertemperaturen und der erheblich niedrigeren Fließgeschwindigkeit erklären. Das geben die mikroskopischen Bilder der Planktonuntersuchungen nicht her. Hier müsste der Frage nachgegangen werden, ob zu der Zeit zusätzlich andere fein-partikuläre Einträge (Einleitungen) in die Aa erfolgten, die Ursache dieser abnorm hohen Trübung waren.

Bis zu einem gewissen Grad ist die 2003 über die gesamte Beobachtungszeit anhaltende äußerst starke Trübung des Aasees, sicherlich auch auf die enorme Trübung der Aa zurückzuführen. Dass diese hohe Trübung des Wassers dann neben der hohen Wassertemperatur Cyanobakterien einen weiteren großen Wachstumsvorteil gegenüber Phytoplanktern bringt, belegen eine Reihe wissenschaftlicher Untersuchungen. Für 2003 kann also festgehalten werden: Zunächst einmal waren es die von Anfang der Untersuchungen an vorgefundene extreme Trübung und die sehr hohe Wassertemperatur von Aa und Aasee, die das Wachstum der Cyanobakterien schon ab Anfang des Monats Juni enorm begünstigten und gleichzeitig das der pflanzlichen Planktonalgen unterdrückte.

### **Die Pflanzennährstoffe Nitrat und Phosphat**

Die Überfrachtung von Gewässern mit diesen beiden Nährstoffen hat nicht nur zur Folge, dass diese erst eutroph und dann hyper- bzw. polytroph werden, mit all den bekannten negativen Auswirkungen auf das Gewässer-Ökosystem. Sie schafft auch eine weitere wichtige Voraussetzung für ein ungehemmtes Wachstum von Cyanobakterien. Während bestimmte Mengen an Nitrate für das Wachstum aller pflanzlichen Algen absolut notwendig sind, trifft dies nicht für alle Cyanobakterienarten zu. Bestimmte Arten sind in der Lage, sich

bei Nitratmangel den notwendigen Stickstoff aus der Luft zu holen. D.h., sie wachsen auch bei Fehlen von anorganischen Stickstoffverbindungen im Wasser ungehemmt weiter. Anders sieht es beim Phosphat aus. Sinken hier die Konzentrationen unter ein bestimmtes Maß ab, wird auch das Wachstum der Cyanobakterien begrenzt. Unter einem bestimmten Schwellenwert wird es sogar ganz unterdrückt. Folglich kommt dem Phosphat, was die Regulierung des Wachstums der Cyanobakterien betrifft, eine ganz besondere Rolle zu.

### **Nitrat (gemessen als N)**

Im Untersuchungszeitraum 2003 lagen die Konzentrationen an Nitrat sowohl im Aasee als auch in der Aa im Durchschnitt deutlich niedriger als in dem untersuchten Zeitraum des Vorjahres. Während 2003 im Mittel in der Aa 5,87 mg/l NO<sub>3</sub>-N, im Übergangsbereich Aa zum neuen Aasee 5,40 mg/l und im alten Aasee 4,62 mg/l gemessen wurden, waren dies 2002 für die Aa 9,41 mg/l, am Übergang 8,34 mg/l und im alten Aasee 7,36 mg/l. Verursacht wurden die höheren Werte 2002 vor allem durch mehrere extreme Spitzen, die in der Folge z.T. heftiger Niederschläge auftraten. Generell waren diese höheren Werte wohl Folge der insgesamt überdurchschnittlich hohen Niederschläge des Jahres 2002. Nitrat ist gut wasserlöslich, bindet kaum an Bodenpartikel und bewegt sich dann sehr schnell sowohl über oberflächlich abfließendes Wasser als auch über Grundwasser in die Fließgewässer.

Insgesamt gesehen waren aber auch in diesem sehr trockenen Jahr 2003 die Nitrat-Konzentrationen in Aa und Aasee erheblich zu hoch (Abb. 7), auch wenn in der Aa diesmal der Grenzwert der AGA-NRW 2003 nur einmal knapp erreicht wurde. Werden allerdings die Kriterien der EU-Wasserrahmen-Richtlinien angelegt, so liegt bereits der Durchschnittswert für Nitrat in der Aa über dem dort gesetzten Grenzwert (25 mg Nitrat/l = 5,65 mg/l NO<sub>3</sub>-N).

Wie im Jahr 2002 kam es im Laufe der Passage des Wassers von der Aa durch den Aasee wieder nur zu einer relativ geringen Abnahme der Nitratkonzentration (im Schnitt nur 1,25 mg/l). Zur Erinnerung: In den Jahren und Jahrzehnten davor war dies ganz anders (Junge, 1988; Vest et al. 1992-1994, Surholt et al. 2000 und 2001). Hier nahm die Nitratkonzentration über den Aasee-Komplex hin sehr stark ab und am Ende des alten Aasees erreichte sie im Sommer oft die Nachweisgrenze. Dieses neue Bild dürfte sehr direkt mit der schon im Vorjahr beobachteten, diesmal aber noch drastischeren Abnahme der pflanzlichen Mikroorganismen (Algen) im Aasee im Zusammenhang stehen (vgl. dazu Vest, 1997). Diese Algen entfielen im Aasee des Sommers 2003 weitestgehend als photosynthetisch aktive und damit Nitrat-aufnehmende Organismen. Andersherum war aber, anders als noch 2001, Nitratmangel nicht der Grund für das Phänomen des Verschwindens der Phytoplankter. Die Gründe hierfür müssen also andere gewesen sein (s.o.). Algenwachstum hätte im See bei den hier vorgefundenen Nitrat-Konzentrationen jederzeit ungehemmt ablaufen können.

### **ortho- und Gesamtphosphat (beide gemessen als P)**

Der Gehalt des Wassers an ortho- bzw. Gesamtphosphat ist, was die Nährstoffe betrifft, der entscheidende Faktor für das Wachstum von Cyanobakterien im Gewässer. Soll ihr Wachstum über die Phosphat-Konzentration gesteuert/eingeschränkt werden, muss beachtet werden, dass sie schon mit sehr niedrigen Phosphat-Konzentrationen auskommen. Erst Konzentrationen deutlich unterhalb von 0,05 mg/l PO<sub>4</sub>-P schränken ihr Wachstum drastisch ein, der Schwellenwert dürfte bei 0,020-0,040 mg/l liegen.

Vor diesem Hintergrund waren in der Vegetationszeit 2003 in Aa und Aasee sowohl die ortho-Phosphat-Gehalte (dies ist das unmittelbar reaktive Phosphat) als auch die des Gesamtphosphates wieder um Faktoren zu hoch (Abb. 8 und Abb. 9). Im Durchschnitt der Messwerte lag die Aa bei 0,425 mg/l ortho-PO<sub>4</sub>-P. Wie früher schon beobachtet, war der Gesamtphosphat-Gehalt hier im Schnitt mit 0,485 mg/l nur unwesentlich höher (vgl. Abb. 10). Beide Phosphat-Werte liegen damit 142 % bzw. 162 % über dem Grenzwert, den die AGA-

NRW mit 0,300 mg/l Gesamtphosphat-P für Fließgewässer vorgibt. Zum Vergleich seien hier kurz die Durchschnittswerte der Messungen der Aa aus 2002 angeführt: Damals waren es 0,369 mg/l ortho-Phosphat und 0,456 mg/l Gesamtphosphat. Vor allem was ortho-Phosphat betrifft, waren die Konzentrationen damit 2003 noch einmal um 15 % höher.

Im Übergangsbereich von der „renaturierten Aa“ zum neuen Aasee lag der Durchschnittswert für 2003 bei 0,280 mg/l für ortho-Phosphat und 0,497 mg/l für Gesamtphosphat. Im alten Aasee waren es 0,228 mg/l ortho-Phosphat und 0,521 mg/l Gesamtphosphat. Diese Werte zeigen, dass im Schnitt zwar die Gehalte an ortho-Phosphat beim Durchlauf von der Aa durch den Aasee nahezu halbiert wurden, dies aber durch vermehrtes Auftreten anderer löslicher Phosphat-Verbindungen wieder vollständig kompensiert wurde (vgl. Abb. 11).

Werden die Ergebnisse im Detail betrachtet, zeigen sich im Aasee vor allem beim o-Phosphat aber Phasen stärkeren Phosphat-Verbrauches (z.B. Anfang Juni oder Mitte September). Umgekehrt gibt es aber auch solche, in denen ganz offensichtlich durch bestimmte Prozesse im See Phosphate ins Wasser freigesetzt werden. Dies dürfte vor allem wohl durch Rücklösung aus dem Sediment (Mitte bis Ende Juli) erfolgen, dann aber auch durch Absterben und vollständiges Zersetzen von Plankton und organischem Material im Wasser (Mitte Juni bis Mitte August und dann wieder Anfang Oktober; vgl. dazu auch Abb. 2).

Die Werte zeigen auch, dass nur bei der ersten Messung (am 21. Mai) am Ende des alten Aasees das ortho-Phosphat mit 0,041 mg/l in etwa in den wachstumslimitierenden Bereich (also unter 0,05 mg/l) gefallen war. Zu dieser Zeit gab es noch zahlreiche Phytoplankter. Der zugehörige Gesamtphosphat-Gehalt mit 0,209 mg/l war allerdings noch weit von dieser Grenze entfernt. Generell ergab sich aber auch für 2003 das bekannte Bild: Das Aaseewasser (alter Aasee) enthielt im Schnitt Phosphate in einer Konzentration von 0,521 mg/l, ein Wert der mehr als das 10-fache über dem Schwellenwert für eine Wachstumshemmung von Cyanobakterien liegt (alter Aasee 2002: 0,402 mg/l). Die Cyanobakterien verfügten jederzeit über mehr als ausreichende Mengen an Phosphaten, um bei anderweitig günstigen Bedingungen ungehindert zu wachsen und dann auch Massenblüten auszubilden.

## **Ammonium und Nitrit**

Da einige Cyanobakterien in bestimmten Situationen auch auf die beiden anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrit als N-Nährstoffe zurückgreifen können, sollen diese beiden hier unter dem Abschnitt „Nährstoffe“ abgehandelt werden. Es muss aber dabei immer im Auge behalten werden, dass sie darüber hinaus auch Stoffe sind, die toxisch für Wasserorganismen (insbesondere auch für Fische) sind bzw. unter bestimmten Bedingungen Toxizität entfalten können. Letzteres betrifft das Ammonium, das bei steigendem pH-Wert und steigender Wassertemperatur zunehmend in Ammoniak übergeht, eine äußerst giftige Verbindung, die u.a. die Kiemen der Fische zerstört. Für Ammonium gibt es deshalb einen Grenzwert nach der AGA-NRW von 1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Zum anderen gilt Nitrit bereits in noch viel geringeren Konzentrationen als fischgiftig. Besonders forellenartige Fische reagieren schon auf Spuren sehr empfindlich, aber auch die als sehr robust geltenden karpfenartige Fische tolerieren diese Substanz nur in sehr geringen Mengen. Für Cypriniden setzt die EG-Richtlinie „Fischgewässer“ (78/659/EWG) deshalb als obersten Wert 0,009 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$  an. Die Giftigkeit von Nitrit wird aber durch steigende (also alkalische) pH-Werte herabgesetzt, anders als beim Ammonium - Ammoniak. Beim Aasee ist mit einem schnellen „Absturz“ des pH-Wertes aber wegen der guten Pufferung durch hohe Hydrogencarbonat-Gehalte so schnell nicht zu rechnen und für die sehr empfindlichen forellenartigen Fische ist der Aasee schon aus anderen Gründen kein geeigneter Lebensraum.

### **Ammonium (gemessen als N)**

Im Untersuchungszeitraum 2003 lagen die Durchschnittsgehalte an Ammonium im Wasser der Aa und des Aasees in unkritischen Bereichen: Aa: 0,317 mg/l, Übergang zum neuen Aasee: 0,314 mg/l und alter Aasee: 0,210 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Damit unterscheiden sie sich nur unwesentlich von den Durchschnittswerten des Vorjahres.

Allerdings fanden sich auch 2003 wieder Spitzenwerte, die den AGA-Grenzwert überschritten bzw. sich diesem annäherten (vgl. Abb. 12). Überschritten wurde der Grenzwert am 3. Juni in der Aa mit 1,081 mg/l und am 6. Oktober im Aasee, 1,048 mg/l im Übergangsbereich und 1,092 mg/l im alten Aasee. Letzteres war sicherlich u.a. Folge des starken Absterbens von Planktonorganismen bzw. der Zersetzung organischen Materials (vgl. auch Phaeopigmentgehalte Abb. 2 bzw. Sauerstoffsättigung Abb. 15). Unmittelbare Gründe für die Ammonium-Spitzen in der Aa sind dagegen schwieriger zu benennen.

### **Nitrit (gemessen als N)**

Wie schon bei früheren Untersuchungen so zeichneten sich Aa und Aasee auch 2003 durch sehr hohe Nitrit-Gehalte aus. 2003 lagen die Durchschnittswerte aber deutlich höher als 2002: in der Aa: 0,101 mg/l (gegenüber 0,077 mg/l), Übergang zum neuen Aasee: 0,115 mg/l (gegenüber 0,088 mg/l) und alter Aasee: 0,099 mg/l (gegenüber 0,071 mg/l). Bei allen Einzelmessungen wurde der EU-Richtwert (0,009 mg/l für Cypriniden) deutlich überschritten. Der Spitzenwert mit 0,265 mg/l fand sich zusammen mit dem hohen Ammoniumwert (s.o.) am 3. Juni 03 in der Aa. Aber auch im Aasee bzw. im Übergangsbereich fanden sich Werte von über 0,15 und sogar 0,2 mg/l (vgl. Abb. 13).

Dieses Phänomen im speziellen Fall von Aa und Aasee zu erklären, ist schwierig. Generell gesehen scheint es aber der Fall zu sein, dass die Reaktionskette der Nitrifizierung bzw. die dafür zuständigen Bakterien im System „Aa-Aasee“ von irgendwelchen Inhaltsstoffen negativ beeinflusst werden. Sauerstoffmangelerscheinungen oder zu niedrige Redoxpotentiale allein können wohl nur in einzelnen Fällen mitwirken, reichen allein aber zur Erklärung nicht aus.

*Anmerkung: In Abb. 14 ist die Summe der Konzentrationen aller drei anorganischen Stickstoffverbindungen (Nitrat, Ammonium und Nitrat) als Stickstoff gebunden in diesen drei anorganischen Verbindungen dargestellt. Die zugehörige Excel-Datei enthält alle Einzelwerte.*

### **Primärproduktion im Gewässer**

Die Primärproduktion eines Gewässers lässt sich exakt nur an der Produktion von Biomasse ablesen. Die Produktionsrate zu messen ist allerdings ein aufwendiges Verfahren, das den Rahmen dieser Untersuchung sprengen würde. Anhand der Sauergehalte des Wasser, jeweils gemessen am Nachmittag bei vollem Tageslicht (2003 meist bei voller Sonne), lassen sich aber annähernd gute Aussagen dazu machen, wie intensiv die jeweils ablaufende Primärproduktion ist oder ob sauerstoffzehrende Prozesse überwiegen. Der Verlauf der Kurven erlaubt deshalb Aussagen über den ökologischen Zustand des Gewässers.

Bei der Bewertung der Daten muss immer im Auge behalten werden, dass der Wert 100% Sättigung der ist, der quasi die „Nulllinie“ darstellt. Reines Wasser und Luft in Verbindung gebracht, führt auf rein physikalischem Wege immer zu diesem 100 %-Wert.

Bei der Primärproduktion, sprich Photosynthese, die als Reaktionskette dahinter steht, werden von den Organismen in äquivalenten Mengen Protonen ( $\text{H}^+$ -Ionen) dem Wasser entnommen. Das bedeutet, der pH-Wert des Wassers steigt entsprechend der Intensität der Primärproduktion. Bedacht werden muss, dass der pH-Wert der „negativ dekadische Logarithmus der  $\text{H}^+$ -Ionen-Konzentration ist. D.h., die Änderung des pH-Wertes um 1 ent-

spricht genau der Änderung der Konzentration der Protonen um den Faktor 10 (eine Änderung um pH 2 ergäbe dann den Faktor 100).

Weiter ist zu beachten: Der Aasee ist ein sehr gut gepuffertes Gewässer. Änderungen der freien Protonen-Konzentration werden deshalb in einem nicht unerheblichen Maße durch diese Puffersysteme aufgefangen und damit bei der pH-Wert-Messung nach außen hin nicht sichtbar; pH-Werte des Aasees erreichen so nicht die Höhe ungepufferter, hypertropher Seen.

### **Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung**

Was Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung betrifft, war 2003 zunächst einmal die Aa besonders auffällig, und zwar negativ (Abb. 15 u. 16). In den Vorjahren waren wiederholt auch schon Sauerstoffmangel-Situationen in diesem Fließgewässer angetroffen worden, was dazu führte, dass z.B. 2002 auf der Basis unserer Messungen ein mittlerer Sauerstoffgehalt von 8,8 mg/l und eine durchschnittliche Sättigung von 87 % für die Aa bei Haus Kump ermittelt wurden. Noch erheblich schlechter sahen die O<sub>2</sub>-Werte aber im Jahr 2003 aus.

Hier kamen wir auf einen durchschnittlichen Sauerstoffgehalt von lediglich 4,8 mg/l (Grenzwert AGA-NRW 6 mg/l) und hatten im Schnitt eine Sättigung von nur 48 %. Das Sauerstoff-Defizit des Gewässers war damit im Schnitt größer als die zur rein physikalisch Sauerstoffsättigung noch notwendige Sauerstoffmenge. Der niedrigste Wert mit nur 2,1 mg O<sub>2</sub>/l, entsprechend einer Sättigung von 24 %, fand sich am 11. August, der höchste mit 8 mg O<sub>2</sub>/l entsprechend einer 75 %-en Sättigung am 21. Mai 2003. Das bedeutet, an keinem der Messtage war die Aa auch nur annähernd mit Sauerstoff gesättigt. Außer am ersten Messtag war der Sauerstoffmangel immer bedrohlich groß und die Aa bereits als lebensfeindlich für die meisten tierischen Wasserorganismen (vor allem Fische) einzustufen.

Im Übergangsbereich der „renaturierten Aa“ zum neuen Aasee zeigte sich ein immer wieder wechselndes Bild. Phasen deutlicher Sauerstoffsättigung (bis über 150 %) wechselten mit solchen extremen Sauerstoffmangels ab. Dreimal wurden sogar die zugehörigen Werte der Aa unterschritten (z.B. nur 40 % Sättigung am 9.09. und nur 39 % am 6.10.03). Im Durchschnitt errechnet sich aus diesem „Auf und Ab“ zwar eine Sättigung von 103 % (entsprechend einem Gehalt von 8,8 mg/l). Für alle Organismen, die Sauerstoff benötigen, ist die Situation in diesem Bereich aber immer wieder sehr problematisch.

Die großen Messabstände des Jahres 2003 erlauben zudem kaum Aussagen über die Dauer der jeweiligen Sauerstoff-Mangel-Erscheinungen. Extreme Sauerstoff-Mangelerscheinungen, wie hier gemessen, halten die meisten tierischen Organismen auch kurzfristig nicht aus. Sie müssen solche Bereiche meiden, abwandern, so sie können, oder sie drohen zu ersticken.

Diese Befunde spiegeln sicher besonders deutlich die schlechte Wasserqualität wieder, die das Aa-Wasser hat, nachdem es die „renaturierte Aa“ durchlaufen hat. Von 12 Messungen zeigten zwar „nur“ 5 diese extremen Sauerstoff-Defizite, es muss allerdings bedacht werden, dass bei einer Reihe der Messungen, die positive Werte anzeigten, wahrscheinlich das Wasser aus dem neuen Aasee gemessen wurde, nicht das aus der „renaturierten Aa“. Im Sommer 2003 häufig auftretende NO-Winde drückten bei extrem niedriger Strömungsrate Wasser aus dem neuen Aasee relativ oft in Richtung der „renaturierten Aa“, also zur Messstelle hin.

Aus limnologischer Sicht muss schon wegen der Sauerstoffdefizite die Rolle der „renaturierten Aa“ im „Aa-Aasee-Komplex“ inzwischen wohl eher kritisch gesehen werden.

*(Es wundert nicht, dass fast alle Fischarten des Aasees den Bereich „renaturierte Aa“ meiden, wie die neuen Untersuchungen von Wermeling 2003 zeigen).*

Werden zur Beurteilung des alten Aasees die Durchschnittswerte 2003 herangezogen, so zeigt sich hier zunächst einmal ein zufriedenstellendes Bild. Für den Sauerstoffgehalt

ergaben sich 11,3 mg/l und für die Sauerstoffsättigung 129 %. Wirklich bemerkenswert ist auch, dass in Zeiten sehr hoher Wassertemperaturen (z.B. 11. August und 22. September) sehr hohe Sauerstoffgehalte angetroffen wurden (mit tagsüber sogar bis über 200 %-er O<sub>2</sub>-Sättigung).

Andererseits, auch im alten Aasee wurde bei fünf von 12 Messungen deutlicher Sauerstoff-Mangel angetroffen. Im Extremfall, am 6. Oktober 03, fand sich sogar ein Defizit von 54 %, und das bei kühlem Wetter und stark gesunkenen Wassertemperaturen. In bestimmten Phasen übertrafen also auch im Aasee abbauende, zehrende Prozesse die aufbauenden, sauerstoff-produzierenden. Dies muss neben all den anderen negativen Befunden als ein weiterer wichtiger Beleg für den inzwischen sehr bedenklichen Zustand des Aasees gewertet werden.

### **pH-Wert**

Ein Vergleich der Sauerstoff-Kurven und mit den pH-Wert-Kurven (Abb. 17) des Aasees belegt den oben geschilderten engen Zusammenhang zwischen Photosyntheserate (Sauerstoff-Produktion) und pH-Wert. Der pH-Wert steigt, wenn der Sauerstoffgehalt steigt, er fällt, wenn der Sauerstoffgehalt fällt. Besonders gut ist das bei Verfolgen der Verlaufskurven (Abb. 17 und Abb. 16) vom Übergang „renaturierte Aa“ zum Aasee zu sehen.

Bei Betrachtung der Durchschnittswerte der Messungen 2003, zeigt sich ein Anstieg des pH-Wertes ausgehend von der Aa mit pH 7,75 über pH 8,42 am Übergang zum neuen Aasee auf pH 8,63 im alten Aasee. (Vergleichswerte der Vorjahrsuntersuchungen: Aa: pH 8,02, Übergang Aa-Aasee: 8,32 und alter Aasee: 8,55). Am 22. September 2003 fand sich im alten Aasee als Höchstwert ein pH-Wert von 9,36. Dieser Höhepunkt fiel zusammen mit einer intensiven Blüte von Cyanobakterien und dem gleichzeitigen Wiederauftauchen von zahlreichen Phytoplanktern (vgl. auch Sauerstoff-Sättigung, Abb. 16).

Die negativen Auswirkungen steigender pH-Werte (wie Verknappung von freiem CO<sub>2</sub>, Übergang von ungiftigem Ammonium zu stark giftigem Ammoniak etc.) haben wir des öfteren dargestellt. Trotz eines Anstiegs bis in den bereits kritischen Bereich von pH 9,0 - 9,5 muss bezüglich Aasee aber bedacht werden, dass es viele andere Seen gibt, die mangels ausgeprägter Puffersysteme bei solch hohen Raten der Primärproduktion mit erheblich stärkeren pH-Wert-Änderungen reagieren. So wurden von uns in einem Abgrabungsgewässer bei Greven bereits vor Jahren im Spätsommer pH-Werte von 10,5 vorgefunden, Untersuchungen in niedersächsischen Seen fanden sogar pH-Werte von über 11.

Fische, insbesondere Jungfische sterben (d.h. ersticken) dann sehr schnell, weil ihre Kiemen „verätzt“ und funktionsuntüchtig werden.

### **Organische Kohlenstoffverbindungen im Wasser von Aa und Aasee (TOC)**

Besonders bei steigenden Temperaturen werden im Wasser befindliche organische Verbindungen mit erhöhter Intensität unter Sauerstoffverbrauch zersetzt. Wird gleichzeitig genügend Sauerstoff produziert, verursacht das zunächst meist keine Probleme. Fällt die Sauerstoffproduktion aber aus (vor allem nachts) oder verschwinden sauerstoff-produzierende Organismen, kann die Zersetzung von (totem) organischem Material dann aber, insbesondere bei hohen Wassertemperaturen, schnell zu kritischem Sauerstoffmangel im Gewässer führen. Deshalb dürfen die Gehalte an solchen Verbindungen im Wasser nicht zu hoch sein. Die AGA-NRW setzt darum den Grenzwert für Fließgewässer bei 7 mg C/l an.

In der Aa überschritt 2003 schon der TOC-Durchschnittswerte (7,45 mg C/l) diesen AGA-Grenzwert. Als Spitzenwert fand sich in der Aa am 11. August sogar mehr als das Doppelte,

nämlich 16,04 mg/l. Der niedrigste gemessene Wert betrug 5 mg C/l, gemessen am 17. Juni 2003 (Abb. 18).

Ausgehend von der Aa (mit im Schnitt 7,45 mg C/l) bis hinein in den alten Aasee stiegen 2003 die TOC-Durchschnittswerte sehr deutlich an. Am Übergang zum neuen Aasee errechneten sich 8,38 mg C/l und im alten Aasee 9,62 mg/l. Die Spitzewerte vom 11. August (16,67 mg/l) waren nahezu doppelt so hoch und fanden sich zeitgleich an allen drei Messpunkten (vgl. Abb. 18).

Im Vorjahr 2002 wurden in den Monaten Juli bis September sowohl in der Aa als auch im Aasee noch deutlich höhere TOC-Werte gemessen. Entsprechend höher waren auch die letztjährigen Durchschnittswerte. Für die Aa errechneten sich 10,38 mg/l, für den Übergangsbereich Aa-Aasee 12,06 mg/l und für den alten Aasee 11,99 mg C/l. Damals wurde also der AGA-Grenzwert (7 mg C/l) noch deutlicher überschritten. In Spitzen wurden sogar 25 mg C/l (in der Aa und im Übergangsbereich) überstiegen. Auch 2002 blieben diese hohen Werte nicht ohne Auswirkung auf die Sauerstoffzehrung im Gewässer. Situationen des Sauerstoffmangels traten trotz erheblich höherer Wasseraustauschraten wiederholt auf.

## Weitere physiko-chemische Kenngrößen

### Leitfähigkeit

Alle als Ionen im Wasser gelösten Substanzen tragen zu dessen Leitfähigkeit bei. Deshalb stellt die Leitfähigkeit ein Maß für die Summe aller dieser im Wasser gelösten Stoffe dar. In der Hydrologie wird diese Kenngröße folglich zur Ermittlung der (Ionen-)Frachten genutzt.

Die Aa ist ein relativ hoch mit ionischen („salzartigen“) Substanzen befrachtetes Fließgewässer. Dies ist nicht außergewöhnlich für eine Fließgewässer, das aus einem Kreidebecken stammt. Den größten Teil machen Hydrogencarbonat-Ionen aus zusammen mit Calcium-Ionen als wichtigster Gegenpart. Chemisch charakterisieren beide Ionen damit dieses Fließgewässer und prägen dann auch entscheidend den Aasee und die darin ablaufenden Prozesse. Vergleiche dazu u.a. unsere Ausführungen aus dem Jahr 2000, wo diese Mechanismen ausführlich beschrieben sind.

Im Durchschnitt der Messungen hatte die Aa 2003 eine Leitfähigkeit von 727  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (im Vorjahr lag dieser Wert bei 773  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Immer wieder traten aber auch deutliche Spitzen auf mit Werten bis 955  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (wie am 14. Juli). Auch die Ausschläge nach unten waren relativ groß, so am 9. September mit 408  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Abb. 19).

Im Aasee selbst lag die Leitfähigkeit im Schnitt um ca. 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  niedriger. Dies liegt vor allem daran, dass im See dem Wasser infolge biologischer und chemischer Prozesse Calcium-hydrogencarbonat entzogen wird. 2003 war dies im Mittel der Messungen bereits am Übergang zum neuen Aasee erfolgt. Der Wert lag bei 520  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Auf gleicher Höhe lag er im alten Aasee, nämlich bei 519  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Überdeutliche Spitzen nach oben oder unten wie in der Aa traten im Aasee bei der Messserie 2003 nicht auf.

Im Vorjahr gab es eine deutlichere Abstufung bei der Leitfähigkeit, im Schnitt waren es 773  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in der Aa, 673  $\mu\text{S}/\text{cm}$  am Übergang zum neuen Aasee und 602  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im alten Aasee. Dies war wohl eine Folge der in dem sehr niederschlagsreichen Jahr 2002 deutlich größeren Wassermengen, die das System „Aa-Aasee“ durchflossen.

## Redoxpotential

Meist wird der Gehalt des Wasserkörpers an Sauerstoff dafür verantwortlich gemacht, ob, wie und in welche Richtung bestimmte wichtige chemisch/biochemische Reaktionen im See ablaufen. Genau genommen ist es aber das jeweils vorherrschende Redoxpotential, das über die Laufrichtung all der Reaktionen, bei denen Oxidationen bzw. Reduktionen stattfinden, entscheidet. Bei der Einstellung der Höhe des Redoxpotential spielen im Wasser außer der sicherlich wichtigsten Komponente „Sauerstoff“ noch weitere Verbindungen eine Rolle.

Auf eine Reihe von wichtigen Reaktionen im See und deren Beeinflussung durch das Redoxpotential wurde in früheren Gutachten im Detail eingegangen.

In der Aa lagen 2003 im Schnitt der Messungen die Redoxpotentiale bei 330 mV, im Übergang „renaturierte Aa“ zum Aasee bei 320 mV und im alten Aasee bei 330 mV. Es zeigten sich also keine signifikanten Unterschiede zwischen Aa und Aasee. Nur zwei Messwerte (von 39) lagen knapp über 400 mV, unter 250 mV lagen vier, wobei auffällt, dass am 11. August, zur Zeit des Höhepunktes der Hitzewelle 2003, alle drei parallelen Messstellen deutlich unter 250 mV lagen (Abb. 20). In der Aa wurden an diesem Tag sogar nur 80 mV gemessen. Zu dieser Zeit herrschten also überall reduzierende Bedingungen, d. h. auch im Aasee, wo gleichzeitig, ganz im Gegensatz zur Aa, Spitzenwerte der Sauerstoffsättigung mit über 150 % bzw. sogar über 200 % gemessen wurden (vgl. Abb. 16).

Insgesamt sah das Bild damit nicht wesentlich anders aus als im Vorjahr, obwohl damals die hydrologischen Verhältnisse (in Folge reichlicher Niederschläge) sehr unterschiedlich waren (Durchschnittswerte 2002: Aa: 325 mV, Übergang zum Aasee: 294 mV und alter Aasee: 293 mV). Im längerfristigen Rückblick zeigt sich aber doch eine deutliche Tendenz zu niedrigeren Redoxpotentialen. Die Messungen vor 10 Jahren (1992-1994) ergaben für die Aa Durchschnittswerte von 400 mV und für den Aasee von 370-380 mV. Bei den Messungen August bis Oktober 2000 lagen sie im Aasee bei gut 400 mV, in der Aa sogar noch darüber (bei ca. 450 mV).

Somit muss wohl davon ausgegangen werden, dass es im Laufe der letzten Jahre im Mittel zu einem Rückgang des Redoxpotentials gekommen ist. Dies bedeutet erst einmal, dass die Selbstreinigungskraft des Gewässers deutlich abgenommen hat (auch andere Kenngrößen sprechen dafür). Das heißt vor allem, dass organische Substanzen nicht mehr mit der Intensität bzw. Geschwindigkeit in anorganische umgesetzt und ihre Bestandteile dann bis zur Endstufe oxidiert werden. Vermehrt finden sich folglich gelöste oder kolloidale organische Kohlenstoffverbindungen im Wasser und erhöhen länger anhaltend den Sauerstoffbedarf (vgl. die TOC-Werte; Abb. 18). Ferner wird die Nitrifizierung (d.h. das bakterielle Oxidieren von Ammonium über Nitrit zu Nitrat) gehemmt, und das Verhältnis von im Wasser gelösten Eisen<sup>2+</sup>- zu Eisen<sup>3+</sup>-Ionen wird zu Gunsten von Eisen<sup>2+</sup> verschoben. Letzteres bedeutet, das Ausfällen von ortho-Phosphat als Eisen-III-Salz wird behindert und gleichzeitig die Rücklösung von Phosphaten aus ungelösten Eisen-III-Phosphaten gefördert. Insgesamt sind dies Faktoren, die die Wasserqualität und letztlich das aquatische Ökosystem nachhaltig negativ beeinflussen. Gleichzeitig fördern sie das mehr als unerfreuliche Wachsen von Cyanobakterien.

## Die Kationen Eisen und Mangan

### Eisen

Hier sind es vor allem die Eisen-Ionen (bzw. deren Hydroxide), die eine wichtige Rolle im Wasserkörper spielen. Es treten je nach Redoxpotential zwei unterschiedliche Ladungszustände auf. Zum einen sind dies die Fe<sup>3+</sup>-Ionen, bei hohem Redoxpotential (Sauerstoffgehalt), zum anderen die Fe<sup>2+</sup>-Ionen bei niedrigerem Potential. Die dreiwertigen Fe-Ionen gehen mit Phosphat-Ionen eine schwer- bis unlösliche Verbindung ein, die ausfällt und sich

im Sediment abgelagert. Zweiwertiges Eisen-Phosphat dagegen ist relativ gut wasserlöslich und setzt Phosphat frei. So üben die unterschiedlichen Ionen des Eisens, falls in genügend großen Mengen vorhanden, großen Einfluss auf die Phosphat-Konzentration im Wasser aus.

Bei den diesjährigen Messungen lag die mittlere Eisen-Konzentration in der Aa bei 0,237 mg/l, wobei die Werte zwischen 0,422 und 0,138 mg/l schwankten. Im Übergangsbereich „renaturierte Aa“ zum neuen Aasee und im alten Aasee waren die Mittelwerte fast doppelt so hoch, nämlich 0,424 mg/l und 0,449 mg/l, wobei die Schwankungsbreite recht groß war (Abb. 21). Der höchste Wert lag bei 0,978 mg/l (14. Juli) und der niedrigste bei 0,096 mg/l (3. Juni), beide gemessen im alten Aasee. Im Vorjahr waren die Durchschnittswerte deutlich niedriger, 0,143 mg/l in der Aa, 0,189 mg/l im Übergangsbereich und 0,188 mg/l im alten Aasee.

Vor 10 Jahren (1993) wurden vor allem im Aasee deutlich niedrigere mittlere Eisen-Gehalte gemessen. In der Aa waren es 0,137 mg/l aber im Aasee nur 0,070 mg/l. Damals wurde auch differenziert nach Eisen (II)- und Eisen (III)-Ionen. Deren Verhältnis war in der Aa 1,5 zu 1, im Aasee aber 30 zu 1 zugunsten von Eisen (II), vgl. Dissertation Vest 1997.

Neben den genannten Messwerten sprechen auch unsere direkten Beobachtungen dafür, dass durch den Ausbau des letzten Aa-Abschnittes vor dem Aasee zur „renaturierten Aa“ Erdschichten angeschnitten wurden, aus denen zusätzlich Eisenverbindungen in das Aasee-Wasser gelangen. Zudem spielt wohl auch die geänderte Rate der Ausfällung im Verhältnis zu den Rücklösungsvorgängen aus dem Sediment bei den höheren Fe-Mengen im Aasee-Wasser eine Rolle (vgl. die obigen Ausführungen zum Redoxpotential).

Ein Vergleich der Eisen-Konzentrationen mit den gemessenen ortho-Phosphat-Konzentrationen zeigt, dass beide etwa in gleicher Größenordnung liegen. Hier einmal im Vergleich die Durchschnittsgehalte 2003: Aa: 0,237 mg/l Fe und 0,425 mg/l PO<sub>4</sub>-P; Übergang Aa-Aasee: 0,424 mg/l Fe und 0,280 mg/l PO<sub>4</sub>-P und alter Aasee: 0,449 mg/l Fe und 0,228 mg/l PO<sub>4</sub>-P. Im Gegensatz zur Aa findet sich im See also ein leichter Überhang von Eisen, wobei allerdings nicht geklärt ist, in welchen Relationen Eisen (II) und Eisen (III) vorlagen.

### **Mangan**

Im Vergleich zum Vorjahr fanden sich in Aa und Aasee höhere Mangangehalte. Die mittleren Gehalte auf der Basis der Messungen 2003 waren: Aa: 0,112 mg/l, Übergangsbereich: 0,107 mg/l und alter Aasee: 0,084 mg/l (Vorjahreswerte: Aa: 0,013 mg/l, Übergang: 0,028 mg/l und alter Aasee: 0,039 mg/l). Alle diese Werte sind so niedrig, dass sie nach Stand der Wissenschaft keine Auswirkungen auf die Wassereigenschaften, Wasserqualität etc. haben (Abb. 22).

### **Die Anionen Chlorid und Sulfat**

Nach dem bereits erwähnten, in Aa und Aasee wegen seiner Pufferwirkung nicht nur mengenmäßig wichtigsten Anion, nämlich dem Hydrogencarbonat, folgen das Chlorid und das Sulfat. Beide sind meist in etwas gleich hohen Konzentrationen vorhanden.

### **Chlorid**

In der Aa fanden sich im Mittel 57,28 mg/l, wobei die Einzelwerte doch recht deutlich schwankten. Wie Abb. 23 zeigt, fanden sich im August Spitzenwerte mit 81,52 bzw. 89,86 mg/l. Der niedrigste Wert lag bei 26,86 mg/l am 9. September 03. Am 21.05.03 waren es 38,63 mg/l.

Im Aasee lagen die Durchschnittswerte an beiden Messpunkten etwa auf gleicher Höhe, aber deutlich tiefer als in der Aa (Übergang: 41,62 mg/l und alter Aasee: 41,48 mg/l). Wie Abb. 23 zeigt, war hier im Gegensatz zur Aa allerdings die Schwankungsbreite der Einzelwerte sehr gering.

### **Sulfat**

Das Muster der Konzentrationsschwankungen von Sulfat gleicht sehr dem des Chlorids (vgl. Abb.24 und 23). Besonders auffällig ist wiederum die relativ große Schwankungsbreite in der Aa und die sehr niedrige im Aasee. In der Aa mit einem Mittelwert von 62,40 mg/l wurden im August in der Spitze 95,57 mg/l gemessen, im Minimum am 21. Mai 38,45 mg/l; am 9.09.03 waren es 44,41 mg/l.

Im Aasee waren die Durchschnittswerte an beiden Messpunkten wie beim Chlorid niedriger und annähernd gleich, nämlich 42,23 mg/l am Übergang zum neuen Aasee und 42,26 mg/l im alten Aasee. Die größte Abweichung nach oben trat mit 58,35 mg/l am 22.09.03 im Übergangsbereich auf, die nach unten am 21.05.03 ebenfalls am Übergang mit 32,0 mg/l.

Extrem geringe Niederschläge in den Monaten Juni und August 2003 mit nachfolgenden geringen Wasserführung der Aa (der kurz vor Haus Kump in die Aa mündende Meckelbach führte im Monat August über Woche überhaupt kein Wasser) und die damit einhergehenden extrem hohen Tages- und Nachttemperaturen dürften die wichtigsten Gründe für die deutlichen Anstiege der Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen in der Aa sein. Auch Mitte September war es noch mal sehr warm und trocken. Vergleiche dazu auch die für die Aa gemessenen Abflussmengen (Abb. 25) und die Verlaufskurven von Luft- und Wassertemperaturen (Abb. 4 und 5).

## **Abflussmengen und Frachten der Aa**

### **Abflussmengen**

Die Aa, samt der in sie mündenden Bäche, prägt ganz entscheidend den Charakter des Aasees. Zunächst einmal ist es die jeweilige Wassermenge, die sie in den flachen Stausee einspeist, die entscheidet, ob der Aasee ein „Flussee“ ist mit relativ langen Wasseraufenthaltszeiten oder ein aufgeweitetes, rückgestautes Fließgewässer mit kurzen bis sehr kurzen Aufenthaltszeiten. Frühere zeitlich länger angelegte Untersuchungen haben dies sehr schön gezeigt. Aufenthaltszeiten von 2,5 bis 70 Tagen wurden angetroffen (Vest, 1997). Dass die langen Wasseraufenthaltszeiten vorwiegend im Sommer anzutreffen sind, hängt damit zusammen, dass im hydrologischen Sommerhalbjahr in der Regel die Abflussmengen der Aa im langjährigen Mittel weniger als ein Drittel des Winterhalbjahres ausmachen. So gibt Schuller (2003) auf der Basis der Daten des Aa-Pegels an der Roxeler Strasse einen mittleren Sommer-Abfluss von 0,53 m<sup>3</sup>/s und einen Winter-Abfluss von 1,79 m<sup>3</sup>/s an. Wie stark aber dieser Abfluss vor allem im Sommerhalbjahr von dem genannten Sommer-Mittelwert abweichen kann, zeigt besonders gut ein Vergleich mit unseren Werten der Jahre 2002 und 2003.

Während im Schnitt des Untersuchungszeitraumes April-Oktober 2002 die Aa einen Abfluss von fast 900 l/s aufwies, lag dieser Wert für 2003 (Untersuchungszeitraum Mai-Oktober) nur bei 242 l/s. Dies ist fast nur ein Viertel (Faktor 3,7) des Wertes des letzten Jahres und weniger als die Hälfte des von Schuller angegebenen (langjährigen) Mittelwertes.

Zudem fehlten 2003 die markanten Abflussspitzen mit kurzfristig sehr großen Wassermengen. Die Spitzen (876 l/s am 21.05.; 467 l/s am 9.09.03), die in Abb. 25 also solche erscheinen, sind Folge eines anderen (sehr viel kleineren) Maßstabes. Sie liegen deutlich unter den Mittelwerten der letzten Jahre. Lediglich der erste Wert 2003 erreicht in

etwa den Durchschnittswert unserer Messungen des letzten Jahres. Die Spitzen-Abflusswerte 2002 unterscheiden sich um eine Zehnerpotenz von denen des Sommers 2002 (6052 l/s am 6.05.02; 3967 l/s am 12.08.02; 4214 l/s am 21.08.02).

Dies bedeutet, der Aasee des Sommers 2003 hatte fast durchgängig den Charakter eines gestauten „Flachsees“ mit langen Wasseraufenthaltszeiten und nicht den eines aufgeweiteten Fließgewässers. Im Maßstab der von Vest angegebenen Spanne unterschiedlicher Wasseraufenthaltszeiten (2,5 – 70 Tage) bewegte sich die Aufenthaltszeit des Sommers 2003 zum oberen Rand dieses Spektrums. Abruptes Auftreten von „Sommerhochwasser“ fehlte 2003 völlig und damit auch ein „Durchspülen“ des Aasee-Systems von der Aa aus, wie es in früheren Sommern nach heftigen Niederschlagsereignissen immer wieder stattfand. Wasser und Inhaltsstoffe hielten sich somit lange im Aasee auf. Gleichzeitig konnte sich dabei das Wasser sehr stark erwärmen. Im August in einer Phase, wo auch die Nachttemperaturen auf „subtropischem“ Niveau blieben, kam es so tagsüber zu Wassertemperaturen von bis über 30 °C, Werte, wie sie sicherlich im Aasee bisher wohl noch nicht gemessen wurden.

## Frachten

Entsprechend der niedrigen Abflussmengen der Aa (Abb. 25) lagen auch deren durchschnittliche (Ionen-)Frachten sehr viel niedriger, nämlich nur bei etwa weniger als einem Viertel der Frachten des Vorjahres, 111,1 g/s 2003 zu 461,4 g/s 2002.

Bei den Gesamtposphat-Frachten zeigt sich ein in etwa vergleichbares Verhältnis. Im Sommer 2002 kamen im Durchschnitt 0,454 g P/s über die Aa, im Sommer 2003 waren es nur 0,120 g P/s, d. h. 2002 war es die 3,8-fache Menge.

Würde man dies auf eine Jahresbefruchtung des Aasees durch die Aa hochrechnen, was sicherlich wegen der geringen Zahl an Messungen zunächst einmal etwas spekulativ sein dürfte, käme man nur auf 3,4 Tonnen Phosphor für 2003. Angesichts der ersten vier ebenfalls extrem niederschlagsarmen Monate (Jan-April 03) könnte dies vielleicht aber doch keine ganz unrealistische Zahl sein.

Noch erheblich deutlicher fällt der Unterschied bei den Nitratfrachten aus. Während es im Schnitt des Sommers 2003 nur 1,53 g N/s waren, lag der Vergleichswert 2002 mit 12,45 g N/s um das 8,1-fache höher.

Beim Nitrat spiegeln sich die stark unterschiedlichen Verhältnisse in einem extrem trockenen Sommer (2003) im Vergleich zu denen in einem extrem niederschlagsreichen Sommer (2002) besonders deutlich wieder. Das Nitrat als besonders gut wasserlösliche und auch in Böden sehr mobile Substanz wird in trockenen Jahren besonders schlecht, dagegen in regenreichen Jahren besonders gut in die Fließgewässer transportiert.

Eine Hochrechnung auf das Jahr 2003 würde hier nur zu einer Befruchtung des Aasees durch die Aa mit nur 33,0 Tonnen Nitrat-Stickstoff per anno führen. Dies ist ein für die Aa der letzten 10 Jahre extrem niedriger Wert. So gibt Vest für 1992 bis 1994 im Mittel 297 Tonnen per anno an, unsere Messungen aus 2002 würden 267 Tonnen/a ergeben.

## Die Trübung der Aa im Sommer 2003

Das Thema Trübung wurde zwar bereits zu Beginn dieses Berichtes behandelt. Unter dem Gesichtspunkt „Frachten der Aa“ muss es hier aber noch einmal angeschnitten werden. Im Rückstau des Aasees finden sich in der Aa bei Haus Kump (d.h. im Bereich der dortigen Brücke), wenn keine Hochwassersituation ist, Wassertiefen von 90 cm bis ein Meter. Über viele Jahre war es so, dass man bei einem Blick von der Brücke fast immer bis auf den Gewässerboden schauen konnte.

Das war im letzten Jahr (2002) aber schon nur noch im April und mit einer kurzen Unterbrechung im Mai der Fall. Danach pendelte sich die Sichttiefe im Bereich 50 – 70 cm ein (Mittelwert der Messungen 2002: 62 cm). Nur nach dem kurzen aber heftigen Regenereignis (20.08.02) mit anschließender kurzer kräftiger Hochwasserwelle wurde am 21.08.02 in der Aa kurzfristig eine Sichttiefe von nur 16 cm gemessen.

Erheblich geringer war die Sichttiefe der Aa im Sommer 2003 und das durchgängig über den ganzen Untersuchungszeitraum. Ihr Durchschnittswert lag bei nur 32 cm und war damit nur etwa halb so groß wie 2002. Sie pendelte den ganzen Sommer 2003 immer nur mit wenigen Zentimetern um diesen Mittelwert (zwischen 25 und 40 cm).

Wie mikroskopische Untersuchungen zeigten, waren pflanzliche oder tierische Planktonorganismen nicht für diese starke Trübung verantwortlich zu machen. Feinste unbelebte Partikel prägten das mikroskopische Bild. Verursacht worden sein muss diese starke Trübung des Wassers wohl von solchen partikulären bis kolloidalen Bestandteilen, die kaum Dichteunterschiede zum Wasser hatten, sonst hätte sie sich unter den Bedingungen, die in der Aa im Sommer 2003 herrschten, relativ schnell absetzen müssen. Denn die Fließgeschwindigkeit der Aa war an der Messstelle meist äußerst gering und tendierte unter Einfluss des Rückstaus aus dem Aasee sogar oft gegen Null.

Etwas dichtere Partikel wären schneller sedimentiert. Beispiel hierfür: Bereits wenige Tage nach der erwähnten Hochwasserwelle vom 20./21. 08. 02 mit einer Sichttiefe von nur 16 cm betrug die Sicht in die Aa wieder 60 cm. Hier dürfte es sich um dichteres Material gehandelt haben, das die kurzfristige extreme Trübung verursachte und dann schnell sedimentierte.

Für den Aasee des Jahres 2003 bedeutet das, dass der Aasee außer mit den gelösten Ionen-Frachten auch mit den Stoffen fertig werden musste, die als Trübstoffe im Wasser der Aa schwammen.

Dass der Aasee während der gesamten Untersuchungszeit mit dem sehr stark getrübbtem Aa-Wasser beschickt wurde, ist sicherlich neben anderen auch ein Grund für die bereits ab Anfang Juni im See herrschende extrem geringe Sichttiefe.

Die schon im späten Frühjahr bestehende äußerst geringe Sichttiefe im See ist wahrscheinlich dann mit ein Grund für das schlechte Wachstum von Phytoplankter bzw. deren nahezu völliges Verschwinden. Cyanobakterien werden im Gegensatz zu Phytoplanktern sehr viel besser mit solcher Trübung eines Gewässers fertig. Dies wiederum ist dann wohl einer der Gründe, warum Cyanobakterien 2003 sehr früh deren Rolle als Primärproduzenten übernahmen.

Zusätzlich könnte auch die sehr viel geringere Befruchtung des Sees mit Nährstoffen aus der Aa ein Grund für das schlechte Wachsen der Algen sein, obwohl dem entgegensteht, dass im See immer hohe Nährstoffkonzentrationen vorgefunden wurden. Eine Begrenzung durch niedrige Nitratkonzentrationen, wie u.a. in der zweiten Hälfte der Vegetationsphase 2001 beobachtet, war 2003 nicht festzustellen.

## Ablauf der Frühjahrs- und Sommersaison 2003 an Aa und Aasee

Klimatisch gesehen waren die ersten neun Monate des Jahres 2003 in jeder Hinsicht außergewöhnlich. In den gesamten ersten vier Monaten (Jan.-April 03) fiel insgesamt nur soviel Niederschlag, wie im langjährigen Durchschnitt in diesem ganzen Zeitraum in einem halben Monat fällt (also insgesamt nur ca. 25 bis 30 l/qm). Die zweite Winterhälfte und die erste Hälfte des Frühjahrs waren folglich erheblich zu trocken. Ein großer Teil der ansonsten im hydrologischen Winterhalbjahr anfallenden Wassermengen entfielen 2003 für Aa und Aasee. Ein Teil des Defizits wurde zwar im Mai aufgefangen. Dieser Monat brachte in unserer Region Regenmengen, die deutlich über dem langjährigen Monatsdurchschnitt für Mai lagen. Folglich war zu Beginn der Untersuchungen am 21. Mai der Aa-Abfluss mit 876 l/s relativ hoch. Bereits im Juni fielen dann aber erneut erheblich zu wenig Niederschläge. Am Monatsanfang gab es zwar z.T. sehr heftige Gewitterregen, diese waren aber nur ganz kurz und lokal sehr begrenzt. Folge: Bis zum Monatsende sanken die Wassermengen in der Aa drastisch. Es wurden nur noch Abflussmengen in der Größenordnung 50 l/s und weniger gemessen. Der Juli brachte wieder Niederschläge. Diese erreichten etwa 80-90 % des langjährigen Monatsmittels für Juli. Ende Juli lag die Abflussmenge der Aa dann kurzfristig wieder bei 330 l/s, damit aber noch deutlich unter dem langjährigen Schnitt (ca. 520 l/s). Der August war dann wieder erheblich zu trocken. Mitte August flossen nur noch minimale Wassermengen von der Aa in den Aasee. Der Meckelbach fiel über Wochen sogar total trocken. Ende August bis Mitte September fielen dann wieder soviel Niederschläge, dass die Abflussmengen der Aa fast Sommerdurchschnittswerte erreichten (467 l/s). Dann setzte aber erneut eine 14-tägige Trockenphase ein. Die Abflüsse der Aa fielen wieder auf ca. 50 l/s zurück. Ab Ende September/Anfang Oktober gab es dann wieder etwas größere Niederschlagsmengen und die Abflussmenge stieg Anfang Oktober auf 350 l/s an.

Zu dieser Trockenheit mit Wassermangel in der Aa kamen die z.T. extrem hohen Temperaturen, die im Hochsommer nicht nur tagsüber sondern auch nachts anhielten. Ab Anfang Juni bis fast Ende August wurden fast durchgängig Tagestemperaturen von über 25 °C gemessen, in der Spitze bis 37-38 °C. Nach deutlich er Abkühlung Anfang September gab es dann Mitte September noch einmal eine Phase mit hochsommerlichen Temperaturen zwischen 25 und 30 °C (Abb. 5). Dass beides unmittelbar auch auf Abflussmengen der Aa und die Wassertemperaturen von Aa und Aasee durchschlug, zeigt Abb. 25.

Also, großer Wassermangel, für unsere Breiten extrem hohe und langanhaltende Temperaturen und dazu noch die erhebliche Trübung des Wassers der Aa belasteten das „Ökosystem Aa“ in diesem Jahr in erheblichem Maße.

Die Folge: Primärproduktion auf der Basis von (pflanzlichen) Plankton-Algen entfiel im Vergleich zu den Vorjahren von Juni bis Mitte September fast vollständig. Cyanobakterien der verschiedensten Arten übernahmen sofort die Rolle der pflanzlichen Primärproduzenten. Sie produzierten damit den Sauerstoff im Aasee. Wie die Chlorophyll-a-Bestimmungen belegen, erfolgte dies 2003 zwar auf hohem Niveau, im alten Aasee im Mittel bei fast 80 µg/l, (Warnstufe UBA: 40 µg/l), aber die enormen Ausmaße des letzten Jahres (Mittelwert Chlorophyll-a-Gehalt alter Aasee: 202 µg/l) wurde nicht annähernd erreicht.

Bei alledem erfolgte die Sauerstoffproduktion im Aasee 2003 offensichtlich in einem starken „Auf und Ab“. Es traten z.T. kritische bis sehr kritische Situationen des Sauerstoffmangels auf und dies anscheinend immer nach deutlichen Regenfällen (Ende Juli, Ende August/Anfang September). Werte mit starker O<sub>2</sub>-Übersättigung traten dagegen in Phasen sehr geringer Wasseraustauschraten und bei gleichzeitig sehr hohen Wassertemperaturen auf. In Seen unserer Breiten, in denen die Cyanobakterien nicht dominieren sondern die Phytoplankter, sähe das sicherlich anders aus. Cyanobakterien bevorzugen ganz offensichtlich hohe Wassertemperaturen und produzieren dann optimal Sauerstoff.

Primärproduktion und damit Sauerstoffproduktion sind sicherlich, bei allen oben gemachten Einschränkungen, die positiven Seiten des Cyanobakterien-Wachstums im Aasee-System.

Die immer parallel dazu durchgeführten Messungen der Cyanotoxine (Microcystine) im Aasee zeigen aber auch die kritische Seite der oben beschriebenen Entwicklung. Einige der Cyanobakterienarten, die im Aasee auftraten, produzierten nebenbei eben die aus dem Jahr 2001 schon bekannten sehr problematischen und gefährlichen Gifte (sprich Microcystine).

Bereits mit Beginn der Übernahme der dominanten Rolle unter den Primärproduzenten durch die Cyanobakterien, also ab Anfang/Mitte Juni, waren im Aaseewasser in stetig steigender Menge und in schon als nicht mehr unkritisch (d.h. ungefährlich) zu bezeichnenden Konzentrationen Microcystine zu messen. Die erste deutliche Konzentrationsspitze fiel mit dem Höhepunkt der Hitzewelle Mitte August zusammen. Das Wasser des alten Aasees enthielt über 60 µg/l Microcystin. Nach einem nur geringfügigen Abfall stiegen dann ab Mitte September die Toxinwerte noch einmal drastisch an, zunächst auf 95 dann auf 165 µg/l. Am 6. Oktober fanden sich dann sogar fast 300 µg/l im freien Wasserkörper. Gleichzeitig kam es in größeren Bereichen zum Auftreiben und Aufrahmen von Cyanobakterien. In dieser Suspension wurden dann Werte über ein Milligramm, nämlich 1,5 und 1,7 mg/l gemessen. Solch hohe Toxin-Gehalte haben einen absolut großen Gefährdungsgrad für Mensch und Tier.

Verbleibt die Frage, ob auch unmittelbare Folgen der Giftgehalte des Aaseewassers zu beobachten bzw. festzustellen waren.

Abgesehen davon, dass kurz nach der mit ungeschützter Hand im Aasee erfolgten Probenahme am 22. September diese Hand und Teile des Unterarms rot anliefen und sich rote Punkte (Pusteln) auf der Haut entwickelten, sind uns vom Münsterschen Aasee 2003 bei Menschen direkt keine Folgen bekannt geworden.

(Anders in Hessen, von wo uns von starken gesundheitlichen Beeinträchtigungen von Menschen durch Cyanobakterien im Juli 2003 berichtet wurde; mündlicher Bericht Dr. Zimmer, Leiter des Gesundheitsamtes der Stadt Offenbach, am 4. November 2003).

Was allerdings im Jahr 2003 auffiel, war, dass neben einer ganzen Reihe toter Fische auch eine Reihe von sterbenden und toten Wasservögeln (Enten und Möwen) von uns im See und an dessen Ufer angetroffen wurden. Es waren auffällig große Fische (wohl Brassens), die ab Anfang August bis hinein in den Oktober im Ufersaum des alten Aasees, im Hafen und vor den Treppen in nicht zu übersehender Stückzahl tot aufgefunden wurden (s. Foto 1 und 3, S. 26). Ab 10./11. August fanden wir dann auch sterbende und tote Wasservögel, an einen Tag zwar nie mehr als 10-12, aber dieses Sterben von Wasservögeln zog sich, wie uns auch Mitarbeiter der Segelschulen (bzw. Segelclubs) berichteten, über Wochen hin, nämlich von Anfang August bis weit hinein in den September. Fast täglich wurden einige tote Wasservögel im alten Aasee treibend bzw. am Ufer liegend aufgefunden (s. Foto 2 und 3, S. 26). Dazu fanden wir mehrmals tote oder sterbende Vögel versteckt in der Ufervegetation.

Gibt es da einen kausalen Zusammenhang zu den Cyanotoxinen im Aasee?

Wenn tote Fische in einer Wolke von Cyanobakterien treiben, wie dies das Foto auf der Titelseite zeigt, mag dies einen solchen direkten Zusammenhang (d.h. eine Vergiftung durch Cyanotoxine) nahe legen. Ein zwingender Beweis ist dies aber nicht.

Wenn aber keine Vergiftung vorliegt, wird für ein Fischsterben in der Regel Sauerstoffmangel verantwortlich gemacht, im Sommer oft in Kombination mit zu hohen Wassertemperaturen. Die in der Zeit des Fischsterbens erhobenen diesbezüglichen Daten zeigen aber gerade im Höhepunkt der Hitzewelle (Mitte August) sehr starke Sauerstoffübersättigung des Aasees (jedenfalls tagsüber). Vor dieser Zeit und danach fand sich zwar auch eine gewisse Untersättigung und die Beteiligung von Sauerstoffmangel in Verbindung mit den sehr hohen Wassertemperaturen ist deshalb nicht ganz auszuschließen, da das Sterben aber hauptsächlich Brassens betraf (den „Leitfisch der Gewässerbereiche mit langsamer Strömung, hoher Wassertemperaturen und schlammiger Sedimente“) ist eine solche Ursache eher unwahrscheinlich. Obendrein wurden eine ganze Reihe toter Fische auch zwischendurch in

den kühleren Phasen der ersten Septemberwochen und Anfang Oktober gefunden. Hier dürfte zumindest der Faktor „zu hohe Wassertemperatur“ kaum eine Rolle mehr gespielt haben. Der Sauerstoffgehalte schwankte allerdings in diesen Wochen z.T. auch deutlich in defizitäre Bereiche (vgl. Abb. 15 u. 16).

Beim Sterben der Vögel (vorwiegend Enten und Möwen, s. Fotos S. 26) kann aber nicht mit direkt einwirkendem Sauerstoffmangel und/oder hohen Temperaturen als Ursache argumentiert werden. Hier kommt eigentlich nur eine Vergiftung als Ursache in Betracht.

Bei vor Jahren am Aasee auftretenden Vogelsterben wurde als Verursacher immer wieder Botulismus benannt. Das Gift der zugehörigen Bakterien *Closterium botulinum* hat als Nervengift in der Tat schon in kleinsten Mengen sehr schnell eine tödliche Wirkung, wenn es, z.B. über die Nahrung, in den Körper von Tier oder Mensch gelangt (deshalb wird eine solche Vergiftung umgangssprachlich als „Lebensmittelvergiftung“ bezeichnet). Allerdings produzieren diese Bakterien nur unter streng anaeroben Bedingungen und bei Vorliegen hoher Konzentrationen organischer Verbindungen/Materials dieses gefährliche Botulinus-toxin. Lagten solche Bedingungen wirklich im Aasee vor und lässt sich damit das Vogelsterben auf direkte Weise erklären?

Könnte es nicht eher eine Ursachenkette gewesen sein, an der zunächst einmal doch die massenhaft vorkommenden Cyanobakterien und ihre Toxine stark beteiligt waren?

Folgender Weg wäre denkbar: Zunächst produzieren die Cyanobakterien Toxine (neben den an sich schon hochtoxischen Microcystinen kommen möglicherweise weitere Cyanotoxine hinzu, die bislang nicht oder nur sehr schwer messbar sind). Diese Cyanobakterien samt Toxinen werden von Organismen (Konsumenten) aufgenommen und gelangen so in die Nahrungskette (Beispiel s.u.). Irgendwann führt diese Toxinaufnahme zum Absterben von Konsumenten, auch solcher höherer Ordnung (größere Tiere).

Als Beispiel: Es kann immer wieder unter dem Mikroskop beobachtet werden, welche Mengen von einzelligen Cyanobakterien und kleinen Cyanobakterien-Kolonien von den mit sehr effektiver Filtertechnik arbeitenden Blattfußkrebse („Wasserflöhe“) aus dem Wasser aufgenommen werden. Besonders zu nennen ist für den Aasee der Weiherrüsselkrebs *Bosmina longirostris*, der im See zeitweilig in riesigen Massen auftritt und der als relativ tolerant gegenüber den Cyanotoxinen gilt. Aber auch größere Daphnien sind zeitweise beteiligt. Diese Krebschen werden dann ihrerseits in großen Mengen von größeren Tieren gefressen, z.T. sind sie sogar die Hauptnahrung bestimmter Arten (auch von sogenannten Friedfischarten). So kommen die Cyanotoxine in die tierische Nahrungskette und können ihre letztlich tödliche Wirkung auch in größeren Wassertieren, hier u.U. auch ganz allmählich, entfalten.

Bei hoher Wassertemperatur gehen diese toten Tiere (z. B. Fische) dann sehr schnell in Fäulnis über. Dies bedeutet, jetzt haben in den Kadavern auch Botulismus-Bakterien gute Wachstumsbedingungen und produzieren ihr Botulinus-Toxin. Wird dieses sich zersetzende Material dann (quasi als „verdorbene Nahrung“, vgl. Lebensmittelvergiftung) von Vögeln oder anderen Tieren verzehrt, führt das darin enthaltene hochtoxische Nervengift (Botulinus-Toxin) sehr schnell zu deren Tod.



# **Anhang**

**Zusammenstellung  
der  
Daten der Gewässeranalysen  
und der Ergebnisse der  
mikrobiologischen/mikroskopischen Begutachtung  
der Wasserproben**