



DAS TRITONWASSER

Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen

Studie des Umweltbundesamtes Wien in Zusammenarbeit mit der
Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Stadt Wien

Andreas CHOVANEC

unter der Mitarbeit von:
Ulrike GOLDSCHMID
Christa GRÖTZER
Sabine E. WANZENBÖCK-ENDEL
Andrea HANUS-ILLNAR
Gerhard HOBIGER

**MONOGRAPHIEN
BAND 37**

Wien, März 1993

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



**Projektleitung, faunistische
Bestandserhebungen,
Berichterstellung:**

Dr. Andreas Chovanec (UBA)

**Projektabwicklung – MA 45,
Koordination der Pflegemaß-
nahmen, Kapitel 2.3:**

Dr. Ulrike Goldschmid (MA 45)

**Pflanzungen und Dokumentation
der Vegetationsentwicklung
(Kapitel 3.3):**

Ing. Christa Grötzer (MA 45)

**Mitarbeit bei herpetologischen
Fachfragen:**

Dr. Sabine Wanzenböck-Endel (im Auftrag der MA 45)

Analytik (Kapitel 3.2):

Dr. Andrea Hanus-Ilmar, Dr. Gerhard Hobiger,
Robert Eckhart, Andreas Poell, Ing. Eva-Maria Reiss,
Ing. Christian Schütz, Renate Viktorik (alle UBA)

**Editorische Betreuung, Graphik
und Layout:**

Elisabeth Lössl, Manuela Kaitna, Nancy Cao (alle UBA)

Probenahme:

Ingo Tölly (UBA)

Literaturbeschaffung:

Ingrid Haas (UBA)

Übersetzung:

Ulrike Stärk (UBA)

Photos:

alle Dr. Andreas Chovanec,
außer Bild 1: Bernhard Gröger (UBA),
Bild 2: MA 45, Bild 3: BEV
und Bilder 32, 33, 34: Andrea Dvorak (UBA)
gedruckt auf Prelude glänzend, chlorfrei gebleicht

**Der Autor dankt Dr. Robert Rill (Österreichisches Staatsarchiv) für die Bereitstellung der Karte
(Bild 1).**

Titelfoto: *Uferregionen des Tritonwassers (1992)*

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5

Druck: Radinger, Scheibbs

© Umweltbundesamt, Wien, März 1993

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-116-X

DAS TRITONWASSER – Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen (Kurzzusammenfassung)

Die Erhaltung ursprünglicher Gewässer muß zentrales Anliegen des Naturschutzes sein. Trotzdem kann die Neuanlage von Gewässern – besonders in Gebieten, die einen starken Rückgang von Feuchtgebieten aufweisen – eine wesentliche ökologische Ausgleichsmaßnahme darstellen.

Im Rahmen des vorliegenden Berichtes werden am Beispiel eines in den Jahren 1989/90 auf der Donauinsel in Wien angelegten Stillgewässers, dem "Tritonwasser", in erster Linie folgende Punkte beschrieben bzw. diskutiert:

- 1) Planung und Errichtung des Gewässers
- 2) Pflegemaßnahmen und Besucherlenkung
- 3) Erfolgskontrolle durch Bioindikation.

ad 1): Planung und Gestaltung des Gewässers orientierten sich an den ökologischen Ansprüchen von Amphibien und Libellen; dies betrifft in erster Linie eine strukturreiche Ausgestaltung der Uferbereiche und des näheren Gewässerumlandes. Das mit einem Lehmschlag abgedichtete Gewässer (Größe knapp 2 ha) weist keine Verbindung zum Grundwasser auf und wurde mit Wasser aus der Neuen Donau gefüllt; starkes Sinken des Wasserstandes infolge Verdunstung oder Versickerung wird nach

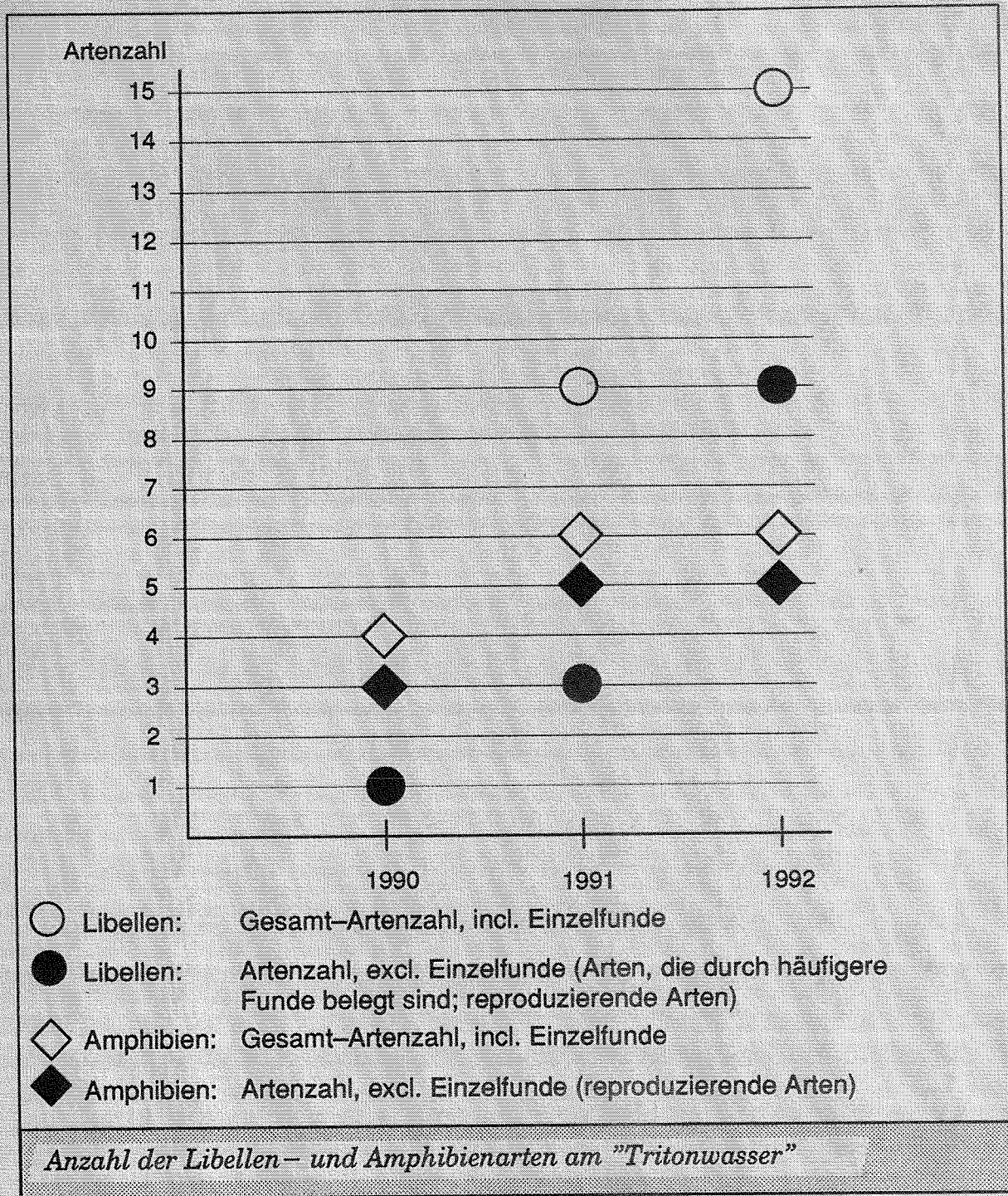
Bedarf durch Entnahmen aus dem Grundwasserbereich ausgeglichen.

ad 2): Das Tritonwasser liegt in einem stark frequentierten Bereich der Donauinsel und unterliegt einem starken Besucherdruck. Um einerseits die Zugänglichkeit des Gewässers zu erschweren, andererseits aber auch den Strukturreichtum im und am Gewässer zu erhöhen, wurden im ersten Jahr in den Uferbereichen Initialpflanzungen eingebracht, deren Entwicklung in der Studie dokumentiert wird. Die Schließung weiter Teile des Gewässerareal umgebender, dichter Gehölzbestände erfolgte durch entsprechende Pflanzungen. Trotzdem auftretende Störungen und Schäden durch diverse Freizeitaktivitäten der Donauinselbesucher werden durch gezielte Maßnahmen eingeschränkt, um eine möglichst ungestörte Entwicklung des Gewässers zu gewährleisten.

ad 3): Der Erfolg von Gewässerneuanlagen kann erst im Zuge gezielter Nachfolgeuntersuchungen beurteilt werden. Im vorliegenden Fall wird die Besiedlung des Tritonwassers durch Amphibien und Libellen als Methode herangezogen. Beobachtungszeitraum sind die ersten drei Jahre des Bestehens des Gewässers (1990–92). Die Studie ergab, daß sich beide Tiergruppen als Indikatoren zur Beurteilung der strukturellen Beschaffenheit des Stillgewässers eignen, ihre ökologischen Ansprüche beziehen sich nicht nur auf das Gewässer selbst, sondern auch auf weite Bereiche des

Umlandes. Aus der Entwicklung der Artenzahlen am Tritonwasser (siehe nachstehende Graphik) ist zu schließen, daß bei entsprechender Gestaltung und Pflege

die Anlage stehender Gewässer selbst in stark genutzten Gebieten Lebensraum auch für gefährdete Tiergruppen schaffen kann.



The Tritonwasser – Management of a newly created wetland on the “Donauinsel” in Vienna and its colonisation by amphibians and dragonflies (Abstract)

In nature conservation top priority must be given to the protection of wetland areas in their original state. Nevertheless, especially, in regions with a strong decline in wetland areas the creation of new aquatic habitats may represent an important ecological compensation measure.

In the report at hand a man-made pond (created in 1989/90 on the “Donauinsel” in Vienna) called “Tritonwasser” is described, the main items of discussion being:

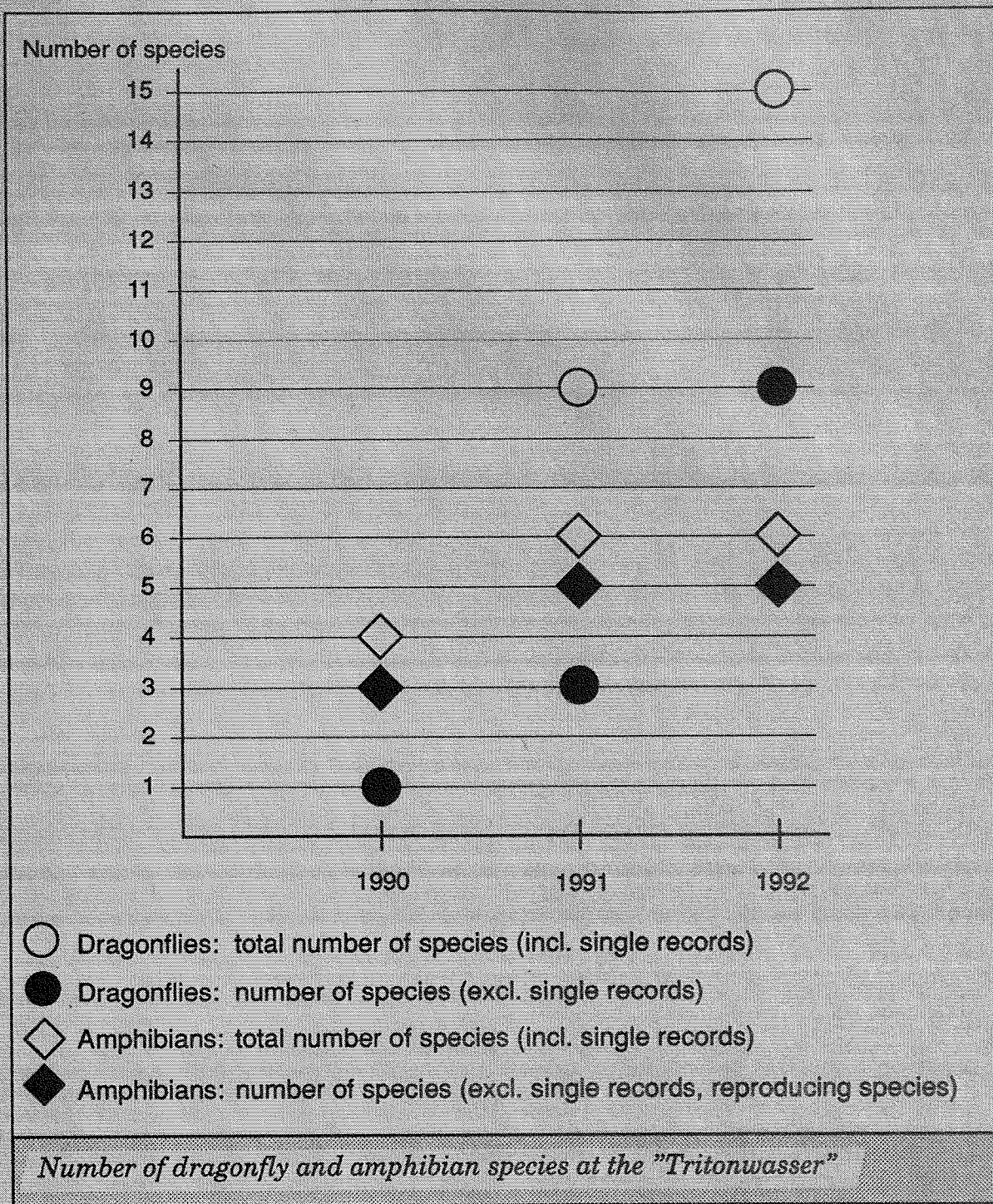
- 1) planning, design and construction of the pond
- 2) cultivation measures and control of the flow of visitors
- 3) efficiency control by the use of bioindicators.

ad 1) The pond was planned and designed according to the ecological requirements of amphibians and dragonflies, which were primarily met by a structural diversification of the shorelines and the near surroundings of the pond. The waterbody does not have any connection with the groundwater and was sealed with a layer of clay. It was filled with water from the “Neue Donau”. Substantial decreases in waterlevel on account of evaporation or percolation can be counteracted by groundwater abstractions, if necessary.

ad 2) The Tritonwasser is situated in a highly frequented area of the “Donauin-

sel” and thus subject to a strong pressure by visitors. In order to limit the accessibility of the wetland on the one hand, and to increase structural diversity in and around the waterbody on the other hand, initial plantings, the development of which is also described in this study, were made in the littoral zones of the pond. Large parts of the dense woodland surrounding the water area were closed by corresponding plantings. Special measures have been taken to minimize disturbances and damages on account of recreational activities of the visitors of the “Donauinsel” to guarantee a development as undisturbed as possible of the aquatic habitat.

ad 3) The success of the newly constructed “Tritonwasser” can only be assessed by regular follow-up investigations. In the case at hand the colonisation of the Tritonwasser by amphibians and dragonflies has been investigated for three years (1990–92) since the construction of the pond. The study revealed that both species can be used as indicators for evaluating the structural diversity of stagnant waters. Their habitat requirements are not limited to the waterbody itself, but include large parts of the surrounding area. From the number of species which colonised the Tritonwasser it can be concluded that by constructing (and successful management) of artificial wetlands refuges for endangered species can be created even in highly frequented areas.



INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Gebietsbeschreibung	5
2.1	Die Donau in Wien	5
2.2	Die Donauinsel	8
2.3	Aquatische Lebensräume auf der Donauinsel	9
3	Das Tritonwasser	13
3.1	Planungsgrundlagen	13
3.2	Chemismus	15
3.2.1	Methode	15
3.2.2	Ergebnisse	16
3.3	Pflanzungen	18
4	Bioindikation zur Bewertung von Gewässerstrukturen	25
4.1	Zum Begriff der Bioindikation in umweltrelevanten Planungen	25
4.2	Bioindikation und Wasserbau	26
4.3	Amphibien und Libellen als Bioindikatoren	26
5	Nutzungskonflikte am Tritonwasser	31
5.1	Beeinträchtigung der Zielfunktion Naturschutz	31
5.2	Mögliche Lösungsansätze	33
5.3	Allgemeine Empfehlungen	34
6	Methode der Bestandserhebungen	35
7	Ergebnisse und Diskussion	37
7.1	Amphibien	37
7.2	Libellen	41
8	Zusammenfassung und Schlußbemerkungen	47
9	Literatur	51
	FOTOTEIL	57

1 EINLEITUNG

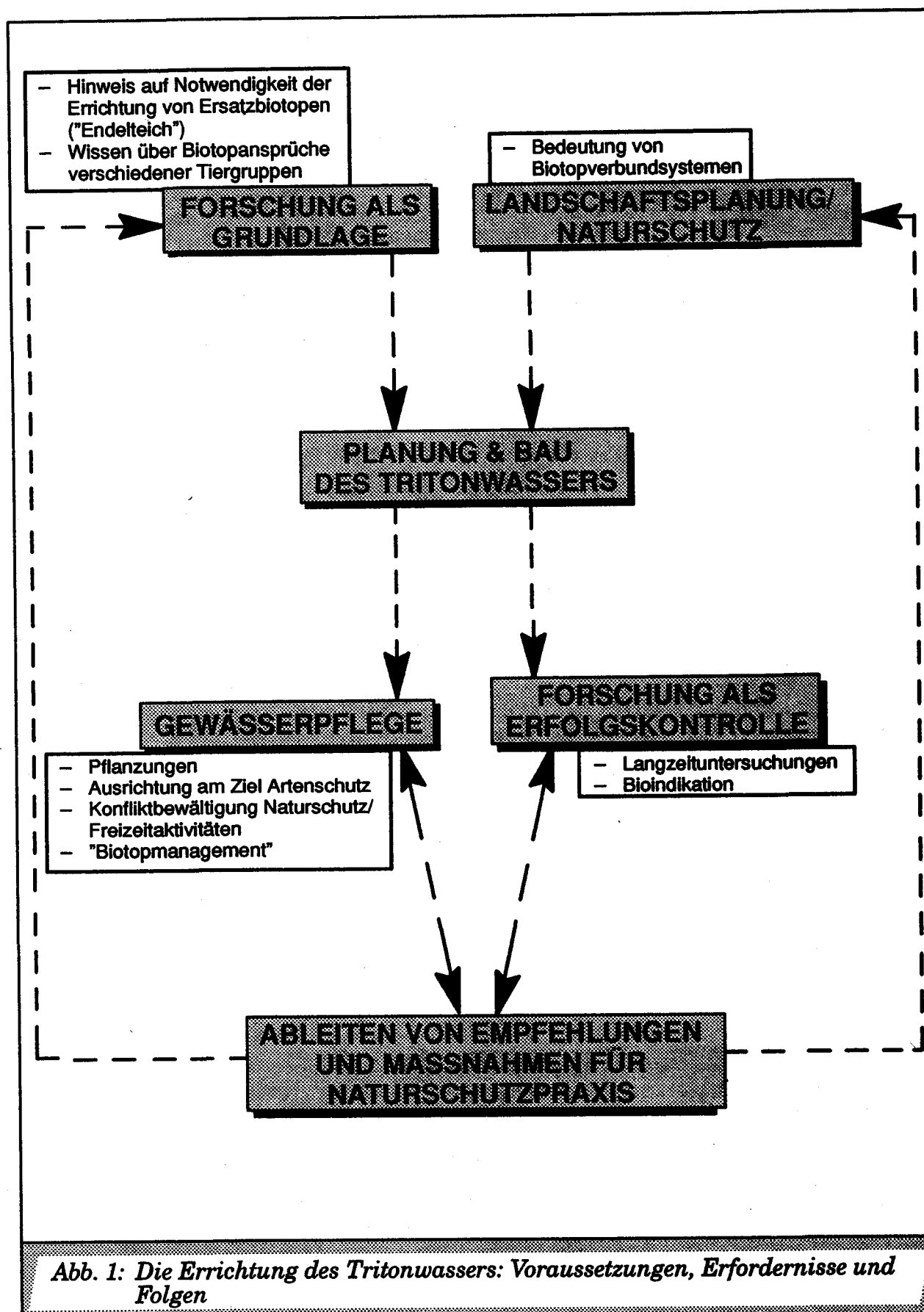
Bedingt durch eine Vielzahl anthropogener Eingriffe ist die Zahl der Feuchtgebiete in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen – Grund genug, diese Lebensräume als Mangelbiotope anzusehen. Die Folgen der Beeinträchtigungen lassen sich mit den Begriffen Zerstörung, Strukturverlust des Gewässers sowie seines Umlandes und chemische Belastung zusammenfassen. **Ursprüngliche Feuchtlebensräume** und deren Umland zu **erhalten** sowie **Beeinflussungen fernzuhalten** müssen in diesem Zusammenhang **oberste Ziele von Naturschutz und Umweltpolitik** sein. Gerade im aquatischen Bereich gibt es **Biotoptypen**, die auf Eingriffe äußerst sensibel reagieren bzw. **durch Neuanlagen nicht ersetzbar** sind (z. B. Moore; siehe dazu u. a. BLAB, 1993). In verschiedenen Fällen ist es auch anzustreben, durch geeignete **Sanierungs- und Reparaturmaßnahmen** (z. B. Wiedervernässungen, Restrukturierungen) bestehende Anlagen mit den Zielen von Arten- und Naturschutz in Einklang zu bringen. Auch die **Neuschaffung** von Feuchtgebieten kann – besonders in ökologisch degradierten Landschaftsbereichen – eine wertvolle Maßnahme im Sinne des Naturschutzes darstellen, um gefährdete Populationen zu stützen bzw. bereits verdrängten Arten Möglichkeit zur Wiederansiedlung und Ausbreitung zu

geben. Fragen bezüglich der Wahl des Standortes, der differenzierten Ausgestaltung sowie möglicher Maßnahmen der Gewässerpflege stehen hier im Vordergrund (vgl. z. B. GLANDT, 1989; HERZIG, 1991).

Die vorliegende Studie hat in erster Linie zum Ziel, die Wirksamkeit der Neuanlage eines stehenden Gewässers als ökologische Ausgleichsmaßnahme zu bewerten. Gegenstand der Untersuchung ist ein auf der Donauinsel in Wien in den Jahren 1989 und 1990 errichtetes, knapp 2 ha großes Gewässer ("Tritonwasser"), dessen Gestaltung sich primär an den ökologischen Bedürfnissen von Amphibien und Libellen orientierte (ENDEL et al., 1989; CHOVANEC & ENDEL, 1990). In dem hier beschriebenen Projekt des Umweltbundesamtes Wien in Zusammenarbeit mit der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Stadt Wien wurden die Besiedlung des Gewässers durch diese Tiergruppen sowie die Entwicklung der in und an dem Gewässer ausgebrachten Initialpflanzungen über einen Zeitraum von drei Jahren untersucht. Einen weiteren Schwerpunkt bildeten Maßnahmen, den von Besuchern der Donauinsel auf das Gewässer ausgeübten Druck herabzusetzen.

In Abb. 1 sind in vereinfachter Form die Beziehungen zwischen unterschiedlichen theoretischen und praktischen Naturschutzdimensionen dargestellt, die in dieses Projekt einfließen:

- **Forschung als Grundlage:** Eine derzeit noch laufende Langzeitstudie des Institutes für Zoologie der Universität Wien an einem Gewässer am Nordende der Donauinsel ("Endelteich") gab den Hinweis auf eine artenreiche und z. T. auch sehr individuenreiche Amphibenfauna auf der Donauinsel (z. B. ENDEL, 1989), durch deren Nachweis das Erfordernis zur Errichtung von Laichgewässern auf der Donauinsel stark hervortrat.
- **Landschaftsplanung/Naturschutz:** Ein wesentliches Element der Gestaltungspläne für die Donauinsel ist die Errichtung eines Verbundsystems aquatischer Lebensräume.
- Beide Aspekte führten schließlich zu **Planung und Bau des Tritonwassers.**
- Das Projekt schließt auch Elemente der **Gewässerpflege** mit ein, die vor allem bei Gewässeranlagen mit Naturschutzfunktion in anthropogen stark genutzten Regionen kaum zu umgehen sind: z. B. Pflanzungen, Maßnahmen zur Besucherlenkung.
- **Forschung als Erfolgskontrolle:** Die Untersuchung der Bestandesentwicklung von Amphibien und Libellen als wissenschaftliche Langzeitbegleitung soll Aufschlüsse über die Qualität der Gewässeranlage, aber auch über die grundsätzliche Eignung dieser beiden Tierarten als Zeigergruppen vor allem hinsichtlich struktureller Gegebenheiten eines Stillgewässers und seines Umlandes geben. Auch könnte so möglicherweise weiteres Wissen hinsichtlich der Habitatansprüche bestimmter Faunen- und Florenelemente gesammelt werden.



Aus den Erkenntnissen, die aus mehrjähriger, über den eigentlichen Berichtszeitraum dieser Studie hinausgehende Naturschutzbezogener Forschung sowie aus unterschiedlichen Maßnahmen des Biotopmanagements an diesem Gewässer gewonnen werden können, lassen sich in weiterer Folge Empfehlungen für die Naturschutzpraxis ableiten. Diese betreffen u. a. Fragen der Gewässerneuanlage (besonders in städtischen Gebieten) wie auch Aspekte der Verwendung von Amphibien und Libellen als Bioindikatoren zur Bewertung naturräumlicher Potentiale. Aufgrund bestehender Wissensdefizite, sind in weiterer Folge wahr-

scheinlich auch Forderungen an die Forschung zu erheben, entsprechende Bereiche wie etwa Habitatansprüche ausgewählter Faunenelemente, Wanderverhalten, Ausbreitungskapazität und Konkurrenzverhältnisse näher zu beleuchten (vgl. dazu z. B. auch WILDERMUTH, 1991).

Bevor auf das Projekt am Tritonwasser näher eingegangen wird, soll ein kurzer historischer Rückblick skizzieren, wie es zur Errichtung der Donauinsel kam, die ja ein künstliches Landschaftselement im Wiener Donauraum darstellt.

2 GEBIETSBESCHREIBUNG

2.1 Die Donau in Wien

Vor den weitreichenden Regulierungsarbeiten im Wiener Raum präsentierte sich die Donau als stark mäandrierender Strom mit ausgeprägtem Furkationscharakter. Die im Wiener Becken verstärkte erfolgende Ablagerung von Schotter- und Sandmassen begünstigte die dynamische Bildung von Neben- und Seitenarmen. Bis ins Mittelalter stellte der "Wiener Arm" – der heutige Donaukanal – den Hauptstrom dar, an dem auch bereits das römische Vindobona lag. Die Kirche "Maria am Gestade" befand sich in der Mitte des 12. Jahrhunderts noch unmittelbar neben dem Ufer des Hauptarmes. In weiterer Folge wählte der Strom nördlicher liegende Arme als Hauptgerinne, im 18. Jahrhundert jenen, dessen Rest heute durch die Alte Donau repräsentiert wird. Verheerende Hochwasserkatastrophen im 19. Jahrhundert waren für die erste große Donauregulierung entscheidend (STARMÜHLNER & EHRENDORFER, 1972; SPITZER, 1990).

Die Darstellung der Geschichte dieser Donauregulierung soll hier am besten durch die wortgetreue Wiedergabe der Chronik von BERMANN (1880) erfolgen:

"Im Jahre 1377 erscheinen bereits die ersten Bemühungen zu einer Donau-Regulierung. Die drohenden Gefahren verursachten damals das Bemühen, durch 'Wasserpflüge' das Strombett auszubaggern, um den Wasserlauf bei Wien zu erhalten. Es hatte ferner um jene Zeit Kaiser Karl IV. den Antrag gemacht, zum Vortheil des beiderseitigen Handels ei-

nen Canal an der Donau zur Moldau zu führen, ja das blühende Haus der böhmischen Rosenberge wollte die Kosten vorstrecken, denn es war augenscheinlich, daß die Haupt- und Residenzstadt Prag durch die Verbindung der Donau mit der Elbe zum ersten Handelsplatze in Europa zu erheben war. Das Project scheiterte wohl an der Unzulänglichkeit der damaligen Hilfsmittel."

"Eines eigenthümlichen Vorfalles muß erwähnt werden, der unter der Regierung des Königs Ladislaus stattfand; unter ihm nämlich erschien der erste Donau-Regulirer, der Mathematiker und Hydrauliker Kaspar Hartneid. Derselbe, geboren zu Donaustauf in Schwaben am 28. Februar 1425, wurde durch seine Geschicklichkeit in Anlegung von Wasserkünsten, Grotten mit Wasserwerk u.s.w. dem Erzherzoge Sigmund, beigenannt der Reiche (geb. 1427, gest. in Innsbruck 1496), welcher damals die schwäbischen Vorlande besaß, bekannt, als sich derselbe in Augsburg aufhielt. Sigmund gewann ihn so lieb und setzte so viel Vertrauen in seine Kunst, daß er ihn 1454 mit nach Oesterreich und Wien nahm.

Nachdem Hartneid durch längere Zeit sowohl die damaligen zierlichen Hofgärten als auch die Gärten anderer Großen mit Wasserwerken versehen hatte, wurde er auf einmal von der großen Idee ergriffen, die Donau vollständig zu reguliren und beim Döblinger-Bache mit vollem Strom in den Arm an der Stadt bei der Schlagbrücke hereinzuleiten, so daß hart an der Stadt die größten Schiffe, die sogenannten "Hohenauer", zu fahren und zu landen im Stande sein sollten. Er legte

seinen Plan beim Rathe und der Bürgerschaft vor und vermaß sich mit Leib und Leben für dessen Ausführung.

Da der Nutzen der Regulirung des Stromes von unberechenbarer Wichtigkeit war, ging man auf den Vorschlag ein; leider jedoch zeigte sich bald, daß Hartneid dieser mächtigen Unternehmung durchaus nicht gewachsen war. Die ersten Vorarbeiten kosteten der Stadt über 800 Pfund Pfennige, und kaum waren sie gemacht, als sich nur zu deutlich zeigte, daß sie der Gewalt des eindringenden Wassers nicht zu widerstehen vermochten, daß auch die weitere Ausführung vollends unmöglich war. Es wurde daher mit neuen Kosten und vieler Mühe wieder alles in den alten Stand gesetzt.

Aber der Stadtrath war über das eitle Project so erbittert, daß Hartneid im Jahre 1461 in das Gefängnis des Kärntnerthurmes geworfen wurde und nahe daran war, seinen unüberlegten Plan und die Ueberschätzung seiner Kräfte mit dem Leben zu büßen. Doch wurde er nach dreimonatlichem harten Gefängnisse, auf die Verwendung des Erzherzogs Sigmund, wieder freigelassen. Er mußte indeß "Urfehde" schwören, d.h. schwören, seine Gefangenschaft an Niemandem zu rächen und Oesterreich auf immer zu verlassen. Er begab sich zu Anfang des Jahres 1462 wieder nach Schwaben zurück und starb den 6. October 1475 zu Schwäbisch-Hall als Hydrauliker im Dienste des Bischofs von Fulda.

Es ist leider von der Art und Weise, wie Hartneid seinen Riesenplan anlegte und auszuführen gedachte, nichts auf uns gekommen, und so bleiben wir doch in Ungewißheit, ob Hartneid wirklich nur ein überstürzender Projectenmacher gewe-

sen, oder ob vielleicht nur die Ungeduld und Sparsamkeit des Rathes das Mißlingen dieses allerdings großartigen Planes herbeiführte; so viel steht aber unzweifelhaft fest, daß er bei demselben die Richtung vor Augen hatte, welche die Donau in der älteren Zeit der Babenberger genommen. Sie hatte damals ihren Lauf zwischen Nußdorf und Heiligenstadt an der Höhe von Döbling vorbei, zur jetzigen Nußdorfer-Linie und am Fuße des später sogenannten Ochsenberges (heute IX. Bezirk, Türkenstraße) über den Salzgries, fort durch die Adlergasse und Weißgärber."

"Im Jahre 1598 erschien in Wien ein zweiter Donau-Regulirer, es war dies der Baron Ferdinand Albrecht von Hoyos, Hofmarschall des Erzherzogs Ernst, Oberstkämmerer und geheimer Rath Rudolf's II. Derselbe hatte lange in den Niederlanden gelebt, dort die Wasserbauwerke kennengelernt, und so kam ihm die Idee, den Wiener Donau-Canal zu reguliren, was ihm wirklich in der Weise gelang, wie er noch heutzutage besteht. Er leitete den starken Stromarm bis an die Mauern Wiens und trug wesentlich zur Erleichterung der Zufuhr bei. Hoyos ist somit der Schöpfer des jetzigen Donau-Canals bei Wien, der Durchschnitt vom äußersten Ende der Brigittenau bis zu den Wällen der Stadt war sein Werk. Kaum war aber der neue Donau-Canal wenige Jahre vollendet, so suchte die Donau wieder ihr Bett zu verlassen; 1614 brach sie in das Marchfeld ein, 1617 setzte sie die Leopoldstadt ganz unter Wasser, und so ging es jahraus jahrein fort bis zur letzten großartigen Regulirung der Donau. Hoyos starb am 2. März 1609 zu Wien

und liegt in der Minoritenkirche nächst dem Ludwigs-Altare begraben."

"Am 13. Juli 1867 wurde die Donau-Regulierungs-Commission, bestehend aus Mitgliedern der Regierung, der Landesorgane von Niederösterreich und der Wiener Stadtgemeinde, zusammengelegt."

"Am 30. Mai 1875 fand die feierliche Eröffnung des neuen Donaubettes statt. Schon am 14. Mai 1870 war die Inauguration (Einweihung) der Donau-Regulierung durch den Kaiser erfolgt, welche auf Kosten der Stadt Wien, des Landes Niederösterreich und des Reiches zu je ein Drittel geschehen sollte. Nach fünfjähriger Arbeit und einem Kostenaufwande von 25 Millionen Gulden war sie nun vollendet. Die Donaudampfer führten den, von allen Würdenträgern begleiteten Kaiser auf der neuen, mit vier Eisenbrücken überspannten Wasserstraße."

Der neue Stromlauf war bei Nußdorf, Stadlau und Albern mit dem alten Bett nahezu ident, die dazwischenliegenden Bereiche des neuen Strombettes mußten mittels zweier Durchstiche neu errichtet werden. Die wesentlichsten Regulierungsarbeiten wurden von einer französischen Firma ausgeführt, die bereits beim Bau des Suezkanals wasserbauliche Erfahrungen sammelte und auch Maschinen von dort an die Donau brachte. Ziel dieser Regulierung war, der Donau einen geradlinigen Verlauf zu geben, neben dem Flußbett ein Überschwemmungsgebiet freizuhalten und die Siedlungsgebiete durch Dämme zu sichern. Im 19. Jahrhundert trugen vor allem die Hochwässer von 1830 und 1862 dazu bei, die Pläne

einer Regulierung voranzutreiben. Bemerkenswert ist, daß Von Mitis, Sektionsrat im Ministerium für Handel und öffentliche Bauten, bereits 1850 feststellte, daß der Strom mit all seinen Verzweigungen als organisches, nicht ohne üble Folge zu störendes Ganzes zu betrachten sei. Eine Regulierung im Sinne des Durchstichs erachtete er als unrichtig (STARMÜHLNER & EHRENDORFER, 1972; MICHELMAYR et al., 1985; FISCHMANN & GILBREINER, 1986; SPITZER, 1990).

Aus einem Bericht der Regulierungskommission (aus SPITZER, 1990):

"Wo früher Auen und Wiesen sich ausdehnten, rollt heute der Strom majestätisch seine Wellen zwischen kühn gezogenen und gesicherten Ufern. Feste parallele Ufer fassen die Wassermassen des Stromes zusammen ...

An den Ufern des neuen Stromes wird sich der Umschlag der Güter vollziehen und Wien, der Knotenpunkt der mitteleuropäischen Eisenbahnen, wird das Emporium für den Handel zwischen Orient und Occident werden ...

Das Werk der Donauregulierung... kann den größten Werken kühn an die Seite gestellt werden."

Übrigens fand im Jahre 1873, also während der Regulierungsarbeiten, in einem Teil des Praters die Weltausstellung statt.

Zweifel an der ausreichenden Bemessung der Anlagen sowie Beeinträchtigungen des Grundwasserhaushaltes waren für die Verbesserung des Hochwasserschutzes von Wien in Form der Errichtung von Donauinsel, Neuer Donau und entsprechenden Dammsystemen ausschlaggebend. Im Jahre 1972 begannen die Bauarbeiten, die – abgesehen von der Realisierung von Gestaltungskon-

zepten auf der Insel – im wesentlichen fertiggestellt sind (MICHLMAYR & GOLDSCHMID, 1990; sieht man von den Arbeiten, die mit der Errichtung der Staustufe Wien in Zusammenhang stehen, ab).

Diese massiven Eingriffe im letzten Jahrhundert haben dramatische ökologische Veränderungen innerhalb dieses Landschaftsgefüges bewirkt. Im wesentlichen war die Donau in ihrem ursprünglichen Zustand durch dynamische Ab- und Umlagerungen des Geschiebe- und Schwebstoffmaterials gekennzeichnet (damit verbunden sind auch Veränderungen bzw. Neubildungen von Haupt- und Nebenarmen, Inseln sowie mit dem Strom nicht verbundener stehender Gewässer). Die hohe Variabilität von Strömungsgeschwindigkeit und Substratbeschaffenheit war Voraussetzung für eine Vielzahl verschiedener Habitat-typen, mit denen auch die Ausprägung entsprechender Sukzessionsstadien und Lebensgemeinschaften gekoppelt war. Durch Hochwasserschutzdämme wurden die mit dem Hauptarm verbundenen bzw. durchströmten Nebenarme abgetrennt. Die gestreckte Führung des Strombettes im Zusammenwirken mit den stromauf liegenden Staustufen hat eine raschere Eintiefung zur Folge, mit der ein Sinken des Grundwasserspiegels einhergeht, das in weiterer Folge zu einer Verringerung der Gesamtwasserfläche im Gebiet führt (SCHIEMER et al., 1987; 1991).

2.2 Die Donauinsel

Die im Lauf der letzten zwei Jahrzehnte stark im Wandel begriffenen gesellschaftlichen und politischen Wertvorstellungen und das damit einsetzende Umweltbewußtsein sind in Bau und Entwicklung der Donauinsel gut nachvollziehbar: Die Insel wurde ausschließlich als technisches Bauwerk geplant und schließlich auch als solches errichtet. Seit den 80er Jahren fließt verstärkt ökologisch orientiertes Denken in die Gestaltungspläne ein. Dies drückt sich u. a. in der extensiven bzw. nahezu fehlenden Bewirtschaftung weiter Flächen, im Schutz des Altarmrestes "Toter Grund" und in der Schaffung eines Verbundsystems aquatischer Lebensräume aus. Mit diesen Feuchtgebieten soll in bescheidenem Maße dem, durch die Regulierungsmaßnahmen ausgelöst, dramatischen Rückgang an Feuchtgebieten im Wiener Donaauraum (TIEDEMANN, 1990) entgegengewirkt werden.

Im Gegensatz zum ehemaligen Überschwemmungsgebiet, stellt die Donauinsel (Donau-Stromkilometer 1.917 – 1.938) im überwiegenden Maß einen Trockenstandort dar. In den letzten Jahren entwickelte sie sich – begünstigt durch die leichte Erreichbarkeit – zum "Freizeitparadies" der Wiener und unterliegt deshalb einem enormen Besucherdruck. Die Abfolge unterschiedlich gestalteter und bewirtschafteter Abschnitte (von "sterilen" Park- und Badestrandlandschaften mit entsprechender Infrastruktur bis hin zu Ruderalflächen und

Auwaldresten, die aufgrund ihrer Erreichbarkeit zu Fuß oder mit dem Rad auch "Naturerlebnisse" zulassen) befriedigt die mannigfaltigen Ansprüche an ein Erholungsgebiet (CHOVANEK & GOLDSCHMID, 1992).

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, ist die Erkenntnis, daß die Donauinsel in faunistischer (herpetologischer) Hinsicht wertvolle Bereiche aufweist, vor allem einer Langzeitstudie des Institutes für Zoologie der Universität Wien über die dortige Amphibienfauna zu verdanken. Besonders unter dem Gesichtspunkt des Amphibienschutzes wird auf der Donauinsel die Errichtung aquatischer Lebensräume mit entsprechend gestaltetem Umland forciert.

Vermutlich kann ein – in Zukunft möglichst geschlossenes – Biotop-Verbundsystem für bestimmte Faunen- und Florenelemente auch eine Rolle als Verbindungskorridor zwischen den Auesten nordwestlich bzw. südöstlich von Wien durch das Wiener Stadtgebiet darstellen.

2.3 Aquatische Lebensräume auf der Donauinsel

Die Feuchtgebiete auf der Donauinsel stellen Altarmreste, zufällig entstandene oder neu angelegte Gewässer dar (Abb. 2). Die folgende Kurzbeschreibung dieser aquatischen Lebensräume stützt sich auf die Ausführungen von GOLDSCHMID & GRÖTZER (1993).

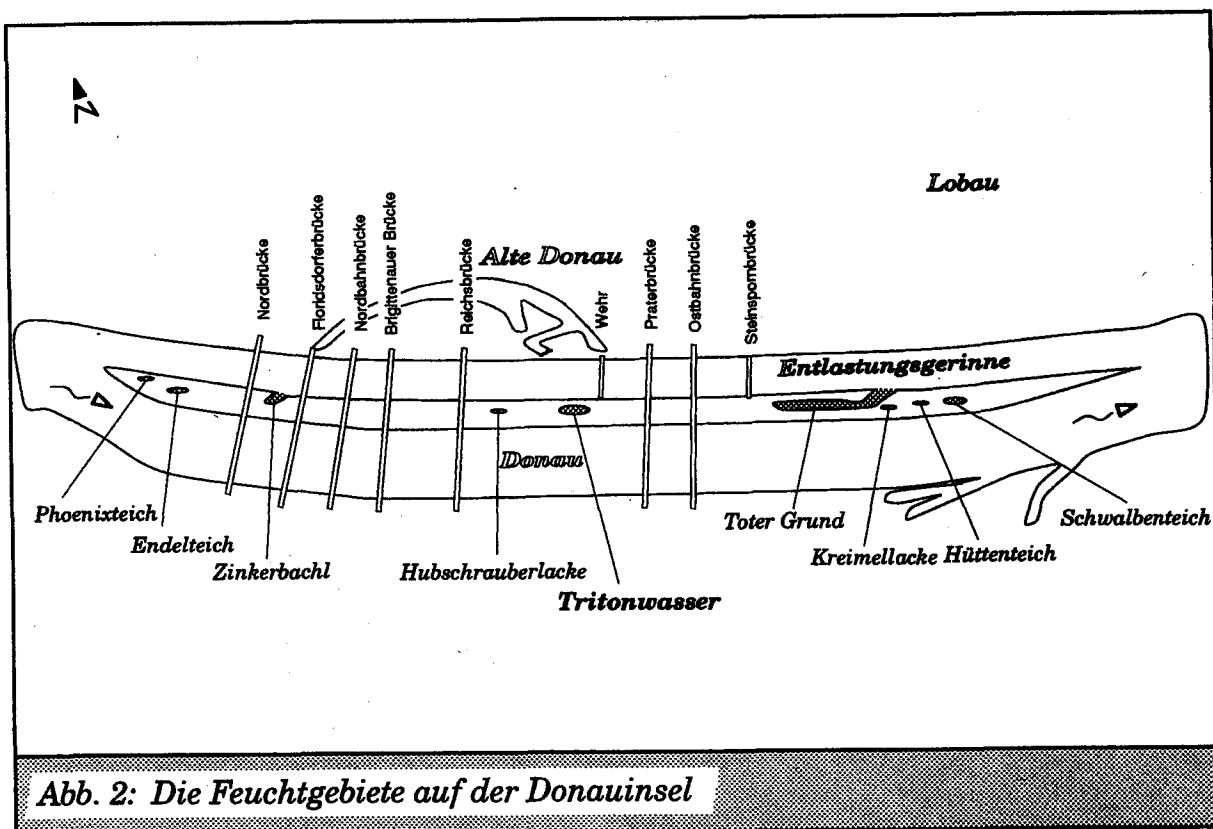


Abb. 2: Die Feuchtgebiete auf der Donauinsel

Der *Phönixteich*, ein bestenfalls im Frühjahr wasserführender Tümpel, liegt im nördlichsten Abschnitt der Donauinsel. Bei der Verbrennung von Mähgut und Astwerk zurückbleibende Asche verdichtete in einer Senke den Boden, wodurch sich Schmelz- und Niederschlagswasser sammeln konnte. In niederschlagsarmen Wintern blieb der Tümpel allerdings trocken.

Der hohe Arten- und z. T. auch Individuenreichtum der Amphibienfauna am *Endelteich* ist Gegenstand der Langzeitstudie des Institutes für Zoologie der Universität Wien, deren Schwerpunkt populationsökologische Untersuchungen an *Triturus cristatus* (Kammolch) und *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte) darstellen. Der Beginn dieser Untersuchung durch S. Endel im Jahr 1986 war für den Namen des Gewässers ausschlaggebend (ENDEL, 1989). Der Endelteich entstand ebenfalls in einer verdichteten Geländemulde; durch Dotation wird das Austrocknen verhindert. Durch entsprechende Pflegemaßnahmen der MA 45 wird die Verlandungstendenz in diesem Gewässer verzögert, um für den Zeitraum der Studie (10 Jahre) möglichst stabile Verhältnisse zu bieten.

Das *Zinkerbachl* ist ein kleiner, mit der Neuen Donau verbundener Altarmrest, der allerdings als Laichgewässer für Amphibien nur eine untergeordnete Rolle spielen dürfte, als Refugialraum für Jungfische aber von Bedeutung ist.

Unweit der Reichsbrücke, inmitten des intensiv gepflegten, parkähnlichen Teils der Donauinsel, sammelte sich Beregnungs- und Niederschlagswasser in ei-

ner Senke. Dieser 1989 entstandene Tümpel (nach seiner Lage in einer für Nottfälle als *Hubschrauberlandeplatz* vorgesehenen Fläche auch so genannt) wurde von der MA 45 bepflanzt und 1991 bereits von Grünfröschen als Laichgewässer angenommen.

Ökologisches Kerngebiet der Donauinsel ist der *Tote Grund*; hier konnte das ehemalige Niveau des Überschwemmungsgebietes erhalten werden (vgl. auch GRABHERR et al., 1992). Er stellt den Rest eines ehemaligen Donaualtarmes dar, der zum Glück nicht – wie ursprünglich vorgesehen – mit Aushubmaterial verfüllt wurde. Dadurch wurden die Wasserfläche und der wertvolle Bestand an alten Weiden und Pappeln geschont. Eine Schwelle verhindert das Ausrinnen des Gewässers in die Neue Donau; bei mittleren und hohen Wasserständen staut das Wasser in den Toten Grund ein, wodurch gewisse Schwankungen des Wasserspiegels gegeben sind. Durch das Fehlen von Bewirtschaftungs- oder Pflegeeingriffen vermittelt der Tote Grund noch ein wenig von der Atmosphäre des ehemaligen Überschwemmungsgebietes.

In unmittelbarer Nähe zum Toten Grund liegt die *Kreimellacke*, ein nach der Biologin V. Kreimel benannter kleiner Tümpel, der von Amphibien als Laichgewässer angenommen wird.

Völlig verschliffen und von einer bereits dichten und hohen Aufforstung umgeben präsentiert sich, unweit einer Forsthütte der MA 49, der *Hüttenteich*, eines der ältesten Gewässer auf der Donauinsel. Bodenverdichtung und die Bewässerung einer Forstung waren Grundlagen für die

Entstehung des Gewässers, das in seiner Sukzession durch unzugängliches Umland ungestört ist. Es wurden keine Initialpflanzungen ausgebracht, die üppigen Binsen- und Röhrichtbestände haben sich natürlich angesiedelt. Der Hütenteich spielt – so wie auch das nachfolgend beschriebene Gewässer – als Laichgewässer von Amphibien eine große Rolle.

Der *Schwalbenteich*, das südlichste Gewässer auf der Donauinsel, wurde am Fuß einer großen Humusdeponie angelegt, die während des Baues der Donauinsel entstanden war, und bald von Uferschwalben (*Riparia riparia*) als Brutwand angenommen. Jährlich brüten bis zu 200 Paare in den Wänden. Aufgrund

seiner geringen Tiefe, bietet das Gewässer zudem gute Voraussetzungen für die Entwicklung eines dichten Rohrkolbenbestandes. Pflegemaßnahmen der MA 45 wie fallweises Nachfüllen des Teiches und Abkratzen der Wände alle drei bis vier Jahre sind notwendig, um (etwa durch letztgenannte Maßnahme) verwittertes und lockeres Material zu beseitigen und dadurch ideale Bedingungen zum Bau der Bruthöhlen zu bieten. Die Lage weit im Süden der Insel und vor allem die bereits gut entwickelte Ruderalflora schützen die Wände und das Gewässer vor massiven Störungen durch Besucher.

Als letztes Gewässer auf der Donauinsel entstand das *Tritonwasser*.

3 DAS TRITONWASSER

Das Gewässer liegt zwischen Reichs- und Praterbrücke und erstreckt sich etwa von Donau-Stromkilometer 1.926,9 bis 1.926,5 (bzw. Neue Donau-Stromkilometer 10,3 bis 9,9).

Der Name des Gewässers wurde aus folgenden Gründen gewählt: An der Stelle des heutigen, neugeschaffenen Tritonwassers lag im ehemaligen Überschwemmungsgebiet ein Ausee gleichen Namens, der allerdings später in "Stürzelwasser" umbenannt wurde. "Triton" ist übrigens der Vorläufer des Molch-Gattungsnamens "Triturus". Die griechische Mythologie stellt uns "Triton" als Sohn des Poseidon und der Amphitrite vor, eine Meeresgottheit mit menschlichem Oberkörper und Fischunterleib.

Die Bauarbeiten an dem Gewässer wurden im Sommer und Herbst 1989 von der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) durchgeführt und die mit einer Tegelschicht ausgeschlagene Hohlform schließlich im März 1990 über eine Pumpanlage mit Wasser aus der Neuen Donau gefüllt. Der Wasserstand des Tritonwassers wird fallweise angehoben, seit 1991 erfolgt die Dotation aus dem Grundwasser. Die Dichtung mittels Tegel sowie die Regulierung der Wassermenge sind notwendig, da keine Verbindung zum Grundwasser besteht.

3.1 Planungsgrundlagen

Grundlage für die Planung des knapp 2 ha großen Gewässers waren die ökologischen Ansprüche einzelner Tiergrup-

pen, in erster Linie Amphibien und Libellen (ENDEL et al., 1989; CHOVANEC & ENDEL, 1990). Die Habitatsprüche beider Tiergruppen entsprechen einander in vielen Bereichen, woraus sich folgende, für die Gestaltung eines Stillgewässers wesentliche Kriterien ableiten lassen, die in Planung und Bau des Tritonwassers Berücksichtigung fanden (vgl. z.B. BLAB, 1979, 1986; WELLINGHORST & MEYER, 1982; MARTENS, 1983, 1991; GROSSE, 1984; BANSE & BANSE, 1985; SCHLUMPRECHT & STUBERT, 1989; OTT, 1991):

- * **reiche amphibische und aquatische Vegetation:** Die Voraussetzungen dafür wurden mit dem Aussetzen von Initialpflanzungen geschaffen (siehe Kapitel 3.1). Eine reiche submerse und emerse Vegetation schafft vielfältige Strukturen und damit Lebensräume; sie hilft so, Konkurrenz zu mindern und ist Voraussetzung für eine artenreiche Zönose. Die vor allem im Phytal reichlich vorhandenen submersen Strukturen sind wegen ihrer Schutzwirkung und auch wegen des hohen Nahrungsangebotes für Amphibienarten als Unterschlupf notwendig. Zudem bieten sie für viele Arten essentielle Voraussetzungen zum Anheften des Laichmaterials. Besonders die Periphytonfressenden Kaulquappen sind in diesen Gewässerbereichen zu finden (vgl. dazu WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER, 1990). Ein breites Spektrum an entsprechenden Eiablagesubstraten stellt sicher auch eine gute Voraussetzung zur Entwicklung einer ar-

tenreichen Libellenzönose dar. Alle Kleinlibellenarten sowie die Edellibellen (Aeshniden) benötigen aquatische Vegetation für die Eiablage (endophytisch). Libellenlarven sind Lauerjäger, wobei sehr viele Arten submerse Makrophyten als Sitzwarte bevorzugen. Bestimmte Vegetationselemente fördern das Auftreten einzelner Arten oder –gemeinschaften, worauf sich auch nicht zuletzt die gute Indikatorwirkung der Libellen gründet (vgl. z. B. die deutliche Korrelation zwischen dem Vorhandensein von Schwimmblattbereichen und dem Auftreten der *Erythronia*–*Anax* *imperator*–Zönose; vgl. dazu auch SCHMIDT 1982, 1989).

- * **hoher Flachuferanteil:** Eine in ihrer Fläche ausgedehnte Wasser–Land–Übergangszone schafft eine Vielzahl ökologischer Nischen und vermindert eventuell auftretenden Konkurrenzdruck; besonders im Frühsommer kann es beispielsweise zwischen den noch nicht abgewanderten Braunfröschen und den am Gewässer vorhandenen bzw. eingetroffenen Grünfröschen zu einer Überschneidung der Beutespektren und dadurch zu Nahrungskonkurrenz kommen. Durch die Schaffung weiträumiger Flachwasserabschnitte wird eine Verteilung der Arten auf verschiedene Bereiche ermöglicht (BLAB, 1986). Auch für die Libellenpopulationen sind die Litoralzonen mit entsprechenden Strukturelementen von wesentlicher Bedeutung, da hier Revierkämpfe, Kopulationen und Eiablagevorgänge bevorzugt ablaufen (BANSE & BANSE, 1985).

Dicht bewachsene Flachwasserabschnitte bieten darüber hinaus sowohl für Amphibien– als auch für Libellenlarven Schutz vor größeren aquatischen Räubern (besonders Fische).

- * **lange Uferlinie:** Auch die hohe Randlinienwirkung langer Uferlinien trägt dazu bei, eventuell auftretende Konkurrenzphänomene zu mindern, die z. B. bei der räumlichen Einnischung von Libellenimagines bei der Wahl ihrer Ansitze oder Eiablageorte (z. B. KÖNIG, 1990) auftreten können. Dieser Faktor tritt verstärkt bei territorialen Arten in den Vordergrund. Wesentliche Strukturelemente der Form des Tritonwassers sind zwei Inseln (die auch einen von den Besuchern weitgehend abgeschirmten Refugialraum darstellen), und drei Buchten, von denen zwei bei niedrigem Wasser vom Hauptgewässer getrennt sind und gelegentlich trocken fallen können.
- * **reiches Strukturangebot im Gewässerumland:** Die Standortwahl für die Errichtung des Tritonwassers erfolgte unter Berücksichtigung einer bestehenden, dichten Heckenpflanzung, die das Gewässer von den Besuchern abschirmt und auch wertvollen Teillebensraum für viele an das Wasser gebundene Tiergruppen darstellt. Darüber hinaus ist wahrscheinlich die Nähe eines Altbaumbestandes an der Donau sowie einer Ruderalfläche beispielsweise als Sommer– und Winterquartier für verschiedene Amphibienarten von Bedeutung. Natürlich bietet eine heterogene Strukturausstattung des Gewässerumlandes auch Libellen

gewöhnlich ein reicheres Nahrungsangebot und geeigneten Übernachtungs- und Deckungsraum.

- * **entsprechender Anteil an freier Wasserfläche:** BLAB (1986) bezeichnet "offenes Wasser" als einen für nahezu alle Amphibienarten wesentlichen Faktor innerhalb der jeweiligen Laichplatzschemata. Auch das Auftreten artenreicher Libellenzönosen wird durch weite offene Wasserflächen gefördert (das Verhältnis von aquatischer Vegetationsfläche zu offener Wasserfläche sollte etwa bei 0,2 bis 0,5 liegen; BANSE & BANSE, 1985).
- * **hoher Besonnungsgrad des Gewässers:** – ein nicht nur für Libellen wesentlicher Biotopfaktor: Für zahlreiche Amphibienarten gilt der Faktor Besonnung als wesentliches Kriterium bei der Auswahl des Laichplatzes. Für Paarung und Laichabgabe ausreichende Wassertemperaturen werden im Frühjahr oft nur an sonnenexponierten Uferbereichen erreicht. Aber auch im Sommer laichende Arten (z. B. Laubfrosch, Grünfrösche) zeigen starke Vorliebe für besonnte Litoralzonen (BLAB, 1986).

3.2 Chemismus

Um das Tritonwasser physikalisch-chemisch charakterisieren und die längerfristige Entwicklung des Trophiegrades beobachten zu können, wurde im Jahr 1992 mit entsprechenden Analysen begonnen (Tab. 1 und 2).

3.2.1 Methode

Die Meßreihe umfaßt die Daten von vier Probenahmeterminen (29.1., 22.4., 2.7. und 9.9.1992); vor Ort (in etwa 15 cm Tiefe) wurden an drei Stellen Temperatur, elektr. Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoff gemessen; die Daten für die einzelnen Meßtermine entsprechen dem jeweiligen arithmetischen Mittel aus den Einzelwerten. Am 22.4. sowie am 2.7. wurde auch der Zulauf aus der Pumpe in die Messungen vor Ort einbezogen. Die in den Labors des Umweltbundesamtes Wien analysierten Wasserproben sind Mischproben von drei Stellen des Gewässers, das Wasser wurde jeweils aus etwa 15 cm Tiefe genommen.

Der Parameterumfang entspricht weitgehend der ÖNORM M 6231 "Anforderungen an die ökologische Untersuchung stehender Gewässer"; auf die Messung der Sichttiefe wurde verzichtet, da jederzeit – selbst an den mit knapp drei Metern tiefsten Stellen des Gewässers – bis auf den Grund gesehen werden konnte. Zusätzlich zu den in der Norm genannten Parametern wurden Kalium, Natrium und Zink in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Die Analyse der Elemente Chlorid, Sulfat, Nitrat, Nitrit, Gesamtphosphor, Bor, Kalium, Natrium, Calcium und Magnesium erfolgte aus den unfiltrierten, unstabilisierten Proben. Ortho-Phosphat wurde aus den filtrierten, unstabilisierten, Ammonium wurde aus den unfiltrierten, stabilisierten Proben gemessen. Für Schwermetalle wurden sowohl die unfiltriert stabilisierten als auch die filtriert stabilisierten Proben herangezogen. Die je-

weiligen Filtrationen erfolgten durch einen Membranfilter, Porenweite 0,45 µm. Stabilisierungen wurden entsprechend ÖNORM M 6259 durchgeführt.

<i>Parameter</i>	<i>Methode</i>
<i>Chlorid</i>	<i>ÖNORM M 6283</i>
<i>Sulfat</i>	<i>ÖNORM M 6283</i>
<i>Nitrat</i>	<i>ÖNORM M 6283</i>
<i>Nitrit</i>	<i>ÖNORM M 6282</i>
<i>Ammonium</i>	<i>ÖNORM ISO 7150 Tl. 1</i>
<i>Orthophosphat</i>	<i>ÖNORM M 6237 (mod.)</i>
<i>Gesamtphosphor</i>	<i>ÖNORM M 6237 (mod.)</i>
<i>Kalium</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Natrium</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Karbonathärte</i>	<i>DIN 38409 Tl. 7</i>
<i>Calcium</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Magnesium</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Mangan</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Zink</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>
<i>Eisen</i>	<i>ÖNORM M 6279</i>

3.2.2 Ergebnisse

Die Phosphorwerte weisen das Gewässer als mesotroph aus; die rasche Entwicklung dichter, möglicherweise nährstoffbindender Makrophytenbestände, ebenso wie punktuelle Veralgungen sind allerdings als deutliche Eutrophierungserscheinungen zu werten. Generell können die Konzentrationen der anderen Parameter als sehr niedrig bewertet werden; die hohen pH-Werte erscheinen auffällig; sie sind mit einer hoher Photosyntheseaktivität zu erklären, die zu Kohlendioxidzehrungen führen kann (Tab. 1 und 2).

Tab. 1: Physikalisch-chemische Daten des Tritonwassers

	29.1.1992	22.4.1992	2.7.1992	9.9.1992
Temperatur (°C)	0,8	10,8	24,1	15,7
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	315	295	200	260
pH-Wert	8,0	8,3	9,4	8,8
Sauerstoff-Konzentration (mg/l)	15,1	10,6	8,9	11,3
Sauerstoff-Sättigung (%)	104,5	100,0	104	114
Chlorid (mg/l)	9,1	6,2	6,3	7,2
Sulfat (mg/l)	28,1	27,3	17,9	29,4
Nitrat (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4
Nitrit (mg/l)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ammonium (mg/l)	0,032	< 0,01	< 0,01	0,015
o-Phosphat (mg/l)	< 0,01	–	< 0,01	< 0,01
Ges. Phosphor (mg/l)	–	–	0,013	< 0,01
Bor (mg/l)	0,03	0,037	0,022	–
Kalium (mg/l)	3,6	1,3	1,0	1,2
Natrium (mg/l)	7,5	5,6	6,3	7,1
Karbonathärte (°dH)	–	7,1	4,1	6,0
Calcium (mg/l)	35,0	32,0	11,0	21,0
Magnesium (mg/l)	18,0	16,0	14,0	19,0
Mangan (Rohwasser) (mg/l)	0,042	0,011	0,005	0,005
Mangan (Filtrat) (mg/l)	0,003	0,003	< 0,002	–
Zink (Rohwasser) (mg/l)	0,009	0,006	< 0,002	< 0,002
Zink (Filtrat) (mg/l)	0,006	0,004	< 0,002	–
Eisen (Rohwasser) (mg/l)	–	0,066	0,05	0,033
Eisen (Filtrat) (mg/l)	–	0,011	0,004	–

Tab. 2: Physikalisch-chemische Daten des Pumpen-Zulaufs

Zulauf	22.4.1992	2.7.1992
Temperatur (°C)	11,4	12,6
elektr. Leitfähigkeit	400	407
pH-Wert	8,0	7,6
Sauerstoff-Konzentration (mg/l)	3,5	4,2
Sauerstoff-Sättigung (%)	31	38

3.3 Initialpflanzungen

Das Ausbringen von Initialpflanzungen an neugeschaffenen Feuchtlebensräumen ist grundsätzlich kritisch zu beurteilen; in vielen Fällen bei entsprechender Durchführung als Unterstützung der Selbstbesiedlung (vgl. z.B. KAULE, 1986) allerdings durchaus gutzuheißen (vor allem bei größeren Feuchträumen). Mit den Pflanzungen am Tritonwasser wurde auch das vorrangige Ziel verfolgt, den Zugang zum Wasser für Besucher durch entsprechend dicht bewachsene Uferbereiche möglichst rasch zu erschweren.

1990/91:

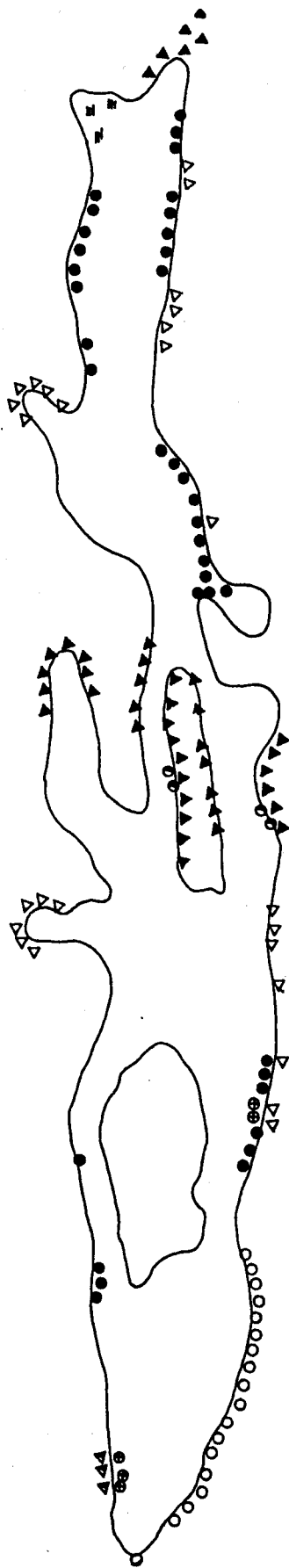
Abb. 3 dokumentiert die im Sommer 1990 am Tritonwasser ausgebrachten Sumpf- und Wasserpflanzenbestände (Initialpflanzungen). Die Entwicklung der Bestände sowie die Neuzugänge werden in Tab. 3 dargestellt. *Chara* sp. breitete sich innerhalb eines Jahres fast über den gesamten Gewässergrund aus; *Potamogeton perfoliatus* siedelte sich ebenfalls sehr schnell an und entwickelte innerhalb des Beobachtungszeitraumes flächen-

deckende Bestände. Die Besiedlung des Gewässers durch Makrophyten, die nicht durch Pflanzungen eingebracht worden waren, wurde wahrscheinlich durch die Dotation im ersten Jahr mit Wasser aus der Neuen Donau begünstigt.

Grobschotterschüttungen in manchen Bereichen des Gewässers sollten die ungehemmte Ausbreitung der Schilfrhizome eindämmen. Feinkies und Ausand in wechselnden Schichtdicken wurden ausgebracht, um die Entwicklung kleinräumiger Vegetationsmosaiken zu begünstigen.

1991/92:

Die jeweiligen Pflanzengesellschaften sind in der Folge nach ihrer Artengemeinschaft bei der Auspflanzung beschrieben (siehe Tab. 3). Angaben über prozentuelle Zuwachsraten müssen für das Jahr 1992 entfallen, da sich geschlossene großflächige Bestände gebildet haben und genaue Stückzahlen nicht mehr auszählen sind (siehe auch Abb 4). Im Anschluß daran sind unter "Allgemeines" neue Vergesellschaftungen und allgemeine Beobachtungen zusammengefaßt.



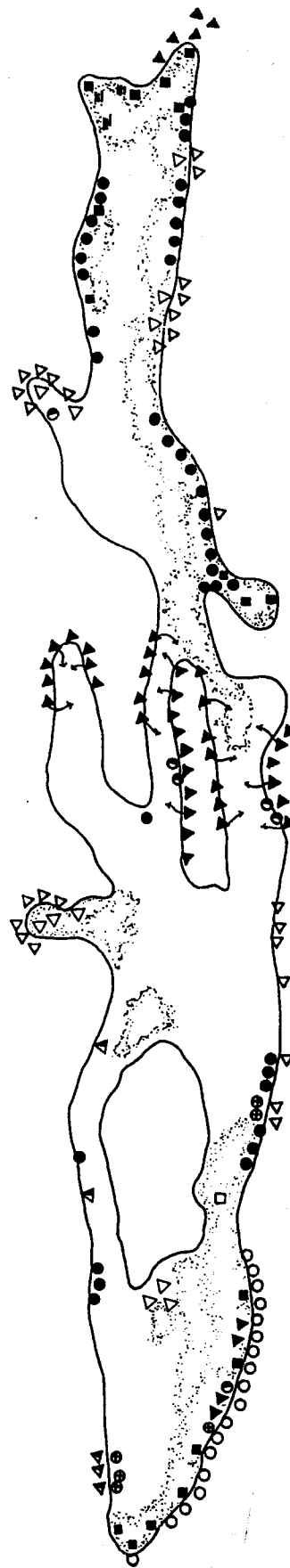
- *Juncus inflexus*, - *articulatus*, *Carex* sp.
- *Schoenoplectus lacustris*
- ▽ *Typha angustifolia*
- ▼ *Carex* sp., *Lythrum salicaria*, *Phragmites* comm.
- ⊙ *Polygonum amphibium*

verpflanzt am	Menge
3.7.90	6 m ²
11., 30., 31.7.90	33 m ²
6.6.90	6 m ²
23., 30., 31.5.90	18 m ²
4.7.90	30 Pfl.

verpflanzt am	Menge
4.7.90	10 Pfl.
5.6., 3.7.90	10 Pfl.
31.5.90	2 m ²
11.7.90	200 Stk.

- ▼ *Sparganium erectum*
- ⊙ = *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*
- *Eleocharis* sp., *Juncus articulatus*
- Iris pseudacorus* (über die gesamte Uferlinie punktuell verteilt)

Abb. 3: Tritonwasser – Bepflanzungsplan, Auspflanzung: Mai – Juli 1990; Plan: C. GRÖTZER



- *Juncus inflexus*, - *articulatus*, *Carex* sp.
- *Schoenoplectus lacustris*
- ▽ *Typha angustifolia*
- ▼ *Carex* sp., *Lythrum salicaria*, *Phragmites* comm.
- ⊙ *Polygonum amphibium*
- ▼ *Sparganium erectum*

- ⊙ = *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*
- *Eleocharis* sp., *Juncus articulatus*
- *Butomus umbellatus*
- *Ranunculus circinatus*
- ⋯ *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Alisma gramineum*

Abb. 4: Tritonwasser – Sumpf- und Wasserpflanzen Bestandsplan 1992; Plan: C. GRÖTZER

Tab. 3: Sumpf- und Wasserpflanzen am Tritonwasser: Pflanzungen, Zuwachs und Neuzugänge (C. GRÖTZER, MA 45)

Pflanzenart	Menge der Pflanzungen = 100 %	Zuwachs 1991 und Bemerkungen
<i>Juncus inflexus</i> (Blaugrüne Binse) <i>J. articulatus</i> (Glanzfrüchtige Binse) <i>Carex</i> sp. (Segge)	6 m ²	J.infl. 150 % J.art. und <i>Carex</i> sp. haben sich durch Aussamen und letzteres auch durch Wurzel- ausläufer auf den gesamten Teichuferbereich verbreitet
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (Gemeine Teichbinse) 33 m ² [<i>Butomus umbellatus</i> (Schwanenblume), <i>Alisma plantago-aquatica</i> (Gemeiner Froschlöffel)]		300 %; in den Pflanzenballen von <i>S.lacustris</i> waren vereinzelt <i>Butomus</i> – Rhizomstücke und <i>Alisma</i> – Samen, die erst 1991 austrieben
<i>Butomus umbellatus</i>		die Pflanze bildet ab Mai schwimmende Rhizomabrisse, die oft nur 1 cm groß sind, an der Wasseroberfläche treiben und so eine Weiterverbreitung der Art möglich machen
<i>Typha angustifolia</i> (Schmalblättriger Rohrkolben)	6 m ²	700 %; nur durch Ausläufer, da erst 1991 die erste Blüte erfolgte
<i>Carex</i> sp. (Segge) <i>Lythrum salicaria</i> (Blutweiderich) <i>Phragmites communis</i> (Schilf) <i>Calystegia sepium</i> (Zaunwinde) <i>Mentha aquatica</i> , vereinzelt (Wasserminze) <i>Lysimachia vulgaris</i> , vereinzelt (Gemeiner Gilbweiderich)	18 m ²	200–300 %; oberhalb der Wasseranschlags- linie ist die Ballenpflanzung noch horstartig zu erkennen; unterhalb nimmt die Wüchsigkeit und die Ausläuferbildung zu, Bildung geschlossener Bestände
<i>Polygonum amphibium</i> (Wasser-Knöterich)	30 Pflanzen	150 %; durch Abrisse der bewurzelungs- fähigen Triebe ist eine Weiterbesiedlung erfolgt
<i>Sparganium erectum</i> (Ästiger Igelkolben)	10 Pflanzen	2000 % (200 Pfl.); nur durch Ausläufer, 1991 erste Blüte
<i>Nuphar lutea</i> (Gelbe Teichrose) <i>Nymphaea alba</i> (Weiße Seerose)	10 Pflanzen	Bestand 1991: <i>Nuphar</i> 3 Stk. <i>Nymphaea</i> 1 Stk. diese Verminderung könnte auf Vandalismus zurückzuführen sein
<i>Eleocharis palustris</i> (Gemeine Sumpfbirse)	2 m ²	300 %
<i>Iris pseudacorus</i> (Wasser-Schwertilie)	200 Stk.	die gepflanzten Jungpflanzen sind in ihrem Bestand kräftiger und 1991 erstmals zur Blüte und Samenbildung gekommen
NEUZUGÄNGE		
<i>Ranunculus circinatus</i> (Spreizender Hahnenfuß)		
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (Durchwachsenes Laichkraut)		
<i>Alisma gramineum</i> (Grasblättriger Froschlöffel)		
<i>Chara</i> sp. (Armleuchteralge)		
<i>Myriophyllum spicatum</i> (Ähriges Tausendblatt)		

1992:

Juncus inflexus, *Juncus articulatus*, *Carex* sp.

Dieser Bestand blieb in seinem Habitus unverändert: Horstartige Binsen dominieren das Erscheinungsbild. Die Seggen bildeten dichte Rasen und die Horste der "Blaugrünen Binsen" haben sich in ihrer Ausdehnung verdoppelt.

Schoenoplectus lacustris (*Butomus umbellatus* *Alisma plantago-aquatica*)

Die Teichbinsen in den Uferbereichen sind zu einem 1,5 m breiten Saum herangewachsen. Schwanenblume und Froschlöffel verbreiteten sich im Windschutz der Binsenhalme. Auf den Froschlöffelpflanzen war 1992 ein starker Blattlausbefall festzustellen.

Butomus umbellatus

hat sich auf den gesamten Teich ausgebreitet und besiedelte vornehmlich vor Wind und Wellenschlag geschützte Bereiche, wie z. B. zwischen Binsen und Rohrkolbenhalmen, aber auch Schotterufer, an welche die Laichkrautzone heranreicht und/oder abgestorbene Pflanzenteile, Schlick und Algen angespült wurden.

Typha angustifolia

1991 erfolgte erstmals Fruchtbildung. Durch Samenflug entstand 1992 ein neuer Rohrkolbenbestand nördlich der großen Insel. Die bepflanzten Bereiche wa-

ren dicht bewachsen; die Zuwachsrate im Jahr 1992 kann noch immer als enorm bezeichnet werden, sie nahm aber gegenüber 1991 ab. Der Grund dafür liegt wahrscheinlich in der verstärkten Konkurrenz der Einzelpflanzen: Da der Rohrkolben bereits durchschnittlich 5–10 m in den Teich hineingewachsen ist, nimmt der für die Besiedlung geeignete Raum durch die zunehmende Wassertiefe ab.

Carex sp., *Lythrum salicaria*, *Phragmites communis*, *Calystegia sepium*, *Mentha aquatica*, *Lysimachia vulgaris*

Im mittleren Bereich des Tritonwassers war an den 1990 gepflanzten Ballen festzustellen, daß das ursprünglich nur vereinzelt vorkommende Schilf immer häufiger auftritt. Die Schilfpflanzen haben 1992 Schwimmhalme gebildet, die ca. 5–10 m vom Ufer weg in die freie Wasseroberfläche hinauswachsen und im Winter zu Boden sinken. Somit stellt diese Entwicklung einen Schritt in Richtung eines dichten Schilfgürtels dar, der, Ufer und Inseln verbindend, im ursprünglichen Bepflanzungskonzept vorgesehen war. Vom Wind abgerissene Schilfschwimmhalme fanden in Anlandungen von Schlick und Algen neue Standorte. Die angelegten Grobschotterufer waren also nur primär ein Besiedlungshemmnis für das Schilf, sie können, wie oben beschrieben, weitläufig umwandert werden.

1992 wurde erstmals eine Schilfblüte festgestellt. Die Seggen haben sich am Ufer stark vermehrt, sodaß keine Pflanzenballen, wie noch 1991, zu erkennen waren. Die verschiedenen Pflanzenarten der gemischten Soden lassen nun eindeutig eine Spezialisierung hinsichtlich

Standortsvorliebe erkennen. Während die Seggen dichte Rasen am Ufer bilden und nur vereinzelt in die Wasserregion einwachsen, strebt das Schilf der offenen Wasserfläche zu. Dies bestätigt die praxisgerechte Pflanztheorie, Soden an der Wasseranschlagslinie zu pflanzen, um so Sukzessionsprozessen nicht entgegenzuarbeiten: Die Pflanzenarten, vor allem solche mit Ausläufern oder wuchsfreudigen Rhizomen (wie auch Rohrkolben), suchen sich "ihren" Optimalstandort selbst.

Polygonum amphibium und *Sparganium erectum*

Wahrscheinlich bedingt durch die 1992 vorherrschende lange Trockenperiode im Sommer haben sich die Bestände nicht weiterentwickelt. Diese beiden Arten "vertragen" das zeitweilige Trockenfallen ihrer Standorte nur sehr schwer. Der auf den Igelkolbenpflanzen festzustellende Blattlausbefall kann Folge dieses Streßzustandes sein.

Nuphar lutea, *Nymphaea alba*

Der Bestand blieb gegenüber 1991 gleich, doch waren die Pflanzen etwas stärker und wiesen mehr Blüten und Blätter auf.

Eleocharis palustris

Die Sumpfsimsen haben sich vermutlich durch Windverbreitung abgerissener Pflanzenteile an zwei weiteren Standorten angesiedelt.

Iris pseudacorus

Die 1990 ausgebrachten Einzelpflanzen wuchsen zu Horsten mit einem durchschnittlichen Durchmesser von 0,5 – 1 m heran und zeigten gegenüber 1991 mehr Blüten und Fruchstände.

Allgemeines

Juncus articulatus – *Carex* sp. – *Cyperus* sp. (einjähriges Zyperngras)

An den Uferbereichen des gesamten Tritonwassers haben sich diese drei Pflanzenarten verbreitet bzw. angesiedelt.

Butomus umbellatus – *Alisma gramineum* – *Potamogeton perfoliatus* – *Myriophyllum spicatum* – *Chara* sp.

1992 haben sich neue Vergesellschaftungen gebildet. Jeweils am Nord- und Südende des Teiches siedelten sich Schwanenblumen und Froschlöffel an. Algen, Schlick und abgerissene Unterwasserpflanzen, die vom Wind hier zusammengetrieben werden, bilden ein nährstoffreiches, schlammiges Medium, das für die Froschlöffelsamen und Schwanenblumen-Brutknospen einen Idealstandort darstellt.

Das Laichkraut hat sich 1992 zwar deutlich, aber nicht so stark wie das Tausendblatt ausgebreitet. Nur vereinzelt trifft man noch auf den Primärbesiedler *Chara* sp., der viel Licht und Rohböden bevorzugt.

Vegetationselemente der unmittelbar an das Tritonwasser angrenzenden Bereiche der Donauinsel:

Entlang der beiden tiefergelegenen Uferbereiche der Donauinsel zu Donau und Neuer Donau sind Altbestände von *Populus nigra* (Schwarzpappel), *Salix alba* (Weißweide) und vereinzelt *Populus alba* (Silberpappel) dominierend. Aufgrund der Standortbedingungen – etwa die, durch schwankende Wasserstände beeinflusste Ufernähe – stellen sie wertvolle Elemente der Vegetation auf der Donauinsel dar. Das der Lage des Tritonwassers entsprechende, hochwasserfreie Inselniveau (Schotteraufschüttung) zeichnet sich durch trockenere Standort-

verhältnisse aus, die sich im Vegetationsbild niederschlagen. Der weite Teile des Tritonwassers umgebende Gebüschbestand zeigt folgende Artenzusammensetzung: Hybridpappel, *Prunus padus* (Traubenkirsche), *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn), *Acer campestre* (Feldahorn), *Fraxinus excelsior* (Esche), *Pirus piraster* (Holzbirne), *Malus silvestris* (Holzapfel), *Sorbus aria* (Mehlbeere), *Crataegus monogyna* (Weißdorn), *Prunus spinosa* (Schlehdorn), *Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel), *Cornus mas* (Kornelkirsche), *Euonymus europaea* (Pfaffenkäppchen), *Corylus avellana* (Haselnuß) und *Rosa* sp. (Wildrosen) (ENDEL et al., 1989).

4 BIOINDIKATION ZUR BEWERTUNG VON GEWÄSSERSTRUKTUREN

4.1 Zum Begriff der Bioindikation in umweltrelevanten Planungen

Obwohl Bioindikation im engeren Sinn als die Verwendung biologischer Objekte zum Nachweis anthropogener Umwelteinflüsse definiert werden kann (ARNDT et al., 1987), wird dieser Begriff noch immer vorwiegend nur im Zusammenhang mit den Auswirkungen stofflicher Belastungen verwendet. Die Anforderungen an derartige wirkungsbezogene, biologische Meßsysteme sind u. a. die Präzision bzw. Reproduzierbarkeit der Verfahren, die Spezifität des Indikators (einem bestimmten Umweltfaktor kann eine charakteristische Reaktion des Organismus zugeordnet werden), die Exaktheit (Veränderungen werden quantitativ erfaßt) und die Empfindlichkeit des Indikators (auf unterschiedliche Belastungsintensitäten wird differenziert reagiert; HALBWACHS & ARNDT, 1991).

In Bereichen, in denen Fragen des Naturhaushaltes, der Landschaftsplanung u. ä. bearbeitet werden, sind die Voraussetzungen für die Anwendung bioindikativer Methoden zwar andere, trotzdem ist es durchaus legitim, auch für jene Disziplinen den Begriff Bioindikation zu verwenden. Die Anzahl der auf den Indikator einwirkenden und für die jeweilige Fragestellung relevanten – und dadurch in die Methode einzubeziehenden – Faktoren ist groß und die unterschiedlichen Effekte sind oft schwer abschätzbar. Aufgrund der komplexen ökosystemaren Wir-

kungsgefüge entstehen fallweise Probleme, eindeutige kausale Zusammenhänge zwischen Wirkgröße(n) und Indikatororganismus(-men) herzustellen. Damit ist vielfach auch das Fehlen gleichsam geeichter, nachvollziehbarer Indikationsverfahren und Bewertungsrahmen, die es in der schadstofforientierten Bioindikation mannigfaltig gibt (z. B. das Saprobiensystem), verbunden. Besonders angesichts der oft bestehenden Unsicherheit bezüglich Art und Intensität der Beziehung zwischen Einflußfaktor und Indikator ist besonders zu achten, daß hinsichtlich des definierten Indikationszieles auch wirklich Schlüsse zu ziehen sind und die jeweilige Methode – sofern sie sich nicht bereits bewährt hat – entsprechend zu begründen ist (PLACHTER, 1990).

Im Rahmen der "landschaftsbewertenden" Bioindikation wird aus dem Vorkommen oder Fehlen von Arten sowie bestimmten ökologischen Parametern auf konkrete Lebensraumsituationen geschlossen, wobei von bekannten ökologischen Ansprüchen ausgegangen wird. Derartige bioindikative Verfahren dienen u. a. dazu, die (positiven oder negativen) Auswirkungen von Eingriffen oder Beeinflussungen erkennen zu können; aus konkreten Untersuchungen gewonnene Informationen gestatten es, Abschätzungen über die Folgen zukünftiger Vorhaben vorzunehmen; darüber hinaus sollen durch Bioindikation nicht zuletzt auch Grundlagen für die Erstellung von Richtli-

nien oder Qualitätszielen für Landschaftsplanung, Schutzkonzepten o. ä. geschaffen werden. Bioindikation selbst erlaubt allerdings noch keine bewertenden Aussagen. Diese werden erst durch den Vergleich der durch die einzelnen Verfahren gewonnenen Kenntnisse mit bestimmten Maßstäben, Qualitätsvorgaben o. ä. möglich (BLAB, 1988; RIECKEN, 1990, 1992).

4.2 Bioindikation und Wasserbau

In den letzten Jahren wurden Bioindikationsverfahren verstärkt entwickelt und eingesetzt, um die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen bewerten zu können. Dies bezieht sich sowohl auf Eingriffe, die den Verlust der Variabilität von Gewässerstrukturen zur Folge haben, als auch auf Methoden, ökologisch degradierte Gewässer durch Hebung der Strukturvielfalt aufzuwerten (Restrukturierung).

In Österreich kommen derartige Methoden besonders im Fall umweltrelevanter Planungen bei Fließgewässern zur Anwendung, wobei vor allem Untersuchungen über die Zusammensetzung der Fischfauna (z. B. SCHIEMER, 1988; CHOVANEC, 1991; SCHIEMER et al., 1991) aber auch des Makrozoobenthos (JUNGWIRTH et al., 1990, 1991) im Vordergrund stehen. In weitaus geringerem Maß wird die Ausprägung gewässermorphologischer Parameter stehender Gewässer durch die Bearbeitung geeigneter zönotischer Elemente bewertet. Hier besteht sicherlich ein gewisser Nachholbedarf, da durch entsprechende Methoden

mit vertretbarem Aufwand aussagekräftige Resultate erzielt werden können, die schließlich eine Bewertung naturschutzrelevanter Maßnahmen ermöglichen und Basis für sinnvolles Biotopmanagement sowie Pflege- und Entwicklungspläne darstellen können (vgl. dazu z. B. HOLLNAICHER & RAHMANN, 1990).

4.3 Amphibien und Libellen als Bioindikatoren

Der landschaftsökologische Zeigerwert dieser beiden Gruppen wurde in den letzten Jahren durch verschiedene Arbeiten unterstrichen, die entweder eine der Gruppen oder beide für entsprechende Fragestellungen als Indikatoren heranziehen bzw. beide Gruppen noch durch weitere Parameter (andere Faunenelemente, Chemismus) ergänzen (z.B. RAHMANN et al., 1988; BORSUTZKI, 1990; CHOVANEC & ENDEL, 1990; JÜRGING et al., 1991; BROCKHAUS, 1992). Die Typisierungen von Augewässern anhand der Libellenfauna durch WARINGER (1989) bzw. anhand der Evertabraten- und Amphibienfauna durch WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) stellen geeignete Grundlagen für naturschutzrelevante Managementmaßnahmen dar.

Das Indikationspotential bezieht sich in erster Linie auf die Bewertungsmöglichkeit der Ausprägung von Habitatstrukturen im und am Gewässer bzw. seines Umlandes. Die Aussagekraft der Bioindikation mit Amphibien und Libellen hängt natürlich auch wesentlich von der Berücksichtigung des Spezialisierungsgrades der jeweiligen Arten ab, da der Indi-

katorwert von euryöken Arten mit wenig differenzierten Habitatpräferenzen deutlich herabgesetzt ist. Informationen über das Auftreten bzw. Fehlen gewisser Arten durch entsprechende Erhebungsarbeiten lassen Rückschlüsse über die Ausstattung des Gewässers und des Gewässerumlandes mit strukturellen Habitatelementen sowie über die Verzahnung des Gewässers mit dem Umland zu; das Arteninventar vergleichbarer, möglichst nahe gelegener Gewässer kann als Referenzzönose dienen (vgl. dazu auch SCHMIDT, 1983). Derartige Untersuchungen erleichtern wiederum die Erstellung entsprechender Sanierungs- (Restrukturierungs-)Konzepte, deren Qualität ebenfalls durch wenig aufwendige Bestandsaufnahmen relativ rasch bewertet werden kann.

Das vergleichsweise fundierte Wissen um die ökologischen Ansprüche von Amphibien und Libellen stellt also nicht nur bei der Beurteilung bestehender Landschaftselemente, sondern auch – wie im Fall des Projektes "Tritonwasser" – bei der Neuanlage von Gewässern eine wertvolle Planungsgrundlage dar und kann in weiterer Folge als Basis für entsprechende Untersuchungen zur Effizienzkontrolle dienen.

RIECKEN (1990) überprüfte etwa 100 umwelt- und raumrelevante Planungsvorhaben in Deutschland auf die Verwendung unterschiedlicher Tiergruppen als Bioindikatoren. In 48 % der Vorhaben fanden Amphibien Berücksichtigung, in 25 % Libellen. Die Verwendung von Lurchen beschränkt sich in den meisten

Fällen nur auf Aspekte, die das Laichgewässer betreffen und weniger auf den Jahreslebensraum. Nur eine Tiergruppe wurde in 34 % der Planungen berücksichtigt, zwei bis fünf Gruppen bei 50 % und mehr als fünf bei 16 %.

Auch SCHMIDT (1989) hebt hervor: "Die Odonatenfauna ist zu einer der wichtigsten Indikatorgruppen unter den Wirbellosen von Feuchtgebieten avanciert und genießt hohen Stellenwert bei Biotopkartierungen und Naturschutzargumentationen."

Die Eignung von Amphibien und Libellen als Bioindikatoren ergibt sich aus mehreren Gründen:

- * Die Einbeziehung taxonomisch zwar weit voneinander getrennter, aber dennoch komplexe Ansprüche an ihren Habitat aufweisender Gruppen in bioindikative Methoden läßt differenzierte Ergebnisse erwarten.
- * Die Larven von Amphibien und Libellen gehören unterschiedlichen Ernährungstypen an (es können auch intensive Räuber-Beute-Interaktionen zwischen beiden Gruppen bestehen; CHOVANEC, 1992).
- * Amphibien und Libellen weisen eine differenzierte Biotopbindung auf und sind somit auf verschiedenartige Teilbiotope angewiesen. Der Jahreslebensraum der Amphibien umfaßt Laichplatz, Sommer- und Winterquartier (BLAB, 1986), jener von Libellen Larvallebensraum, Schlupfplatz und Imaginallebensraum (Migrationsberei-

che, Territorium, Ruhe- und Deckungsbereiche, ...).

- * Beide Gruppen umfassen eine überschaubare Artenzahl.
- * Ein großer Teil der Spezies ist bereits im Feld oder aufgrund von Photos bestimmbar.
- * Der Nachweis der Bodenständigkeit von Arten ist durch den Nachweis von Laich (Amphibien), Larven (Amphibien und Libellen), die Beobachtung der Paarung und Eiablage (Amphibien und Libellen) bzw. Exuvien (Libellen) relativ leicht möglich.
- * Bioindikation anhand von Amphibien und Libellen integriert einerseits eine längere Zeitspanne (die Entwicklungszeit der Larven dauert von wenigen Wochen oder Monaten bis zu einigen Jahren) und andererseits eine räumliche Komponente, da nicht nur das Gewässer selbst sondern auch das Umland Gegenstand der "Landschaftsdiagnose" sein muß.
- * Da beide Gruppen zumindest entwicklungsbedingt während der Fortpflanzungsperiode an Gewässer gebunden sind, ist eine Erfassung von sonst schwer auffindbaren Arten (bes. viele Amphibienarten) während dieser Zeit am Gewässer leicht möglich.
- * Die Kenntnisse der ökologischen Ansprüche sind bei diesen Gruppen verhältnismäßig gut; Laichgewässer werden z. T. nach optischen Kriterien ausgewählt, die auch für Menschen relativ

leicht nachvollziehbar sind. Aus zahlreichen Untersuchungen lassen sich gute Korrelationen zwischen dem beständigen Auftreten einzelner Arten und verschiedenen Biotopp Parametern ableiten (vgl. auch SCHMIDT, 1989).

- * Aufgrund dieser Art Bioindikation sind nicht nur Aussagen hinsichtlich der Wirkung eines Parameters möglich, es können auch die Beziehungen verschiedenartiger Parameter und deren Einfluß auf das Gewässer in die Analyse einbezogen werden (z. B. Bewirtschaftungsmaßnahmen, bauliche Eingriffe).

SPANG (1992) bewertet die Eignung von Amphibien als Bioindikatoren in Auegebieten besonders hinsichtlich der Parameter Mikroklima und anthropogene Beeinflussung als hoch; der hohe Wissensstand bezüglich Biologie und Biogeographie, die leichte Verfügbarkeit von Vergleichsdaten, ein hoher taxonomischer Kenntnisstand, die leichte Determinierbarkeit, die relativ große Zahl von Bearbeitern sowie der geringe Zeitaufwand für die Bestimmung sind weitere Faktoren, die für den Einsatz dieser Gruppe im Rahmen der Bioindikation sprechen.

Es ist sicherlich problematisch, naturschutzrelevante Maßnahmen nur an einer Spezies bzw. einer sehr begrenzten Anzahl von Zielarten auszurichten. Gerade in solchen Fällen ist es daher besonders wichtig, Tierarten bzw. -gruppen als Indikatoren heranzuziehen, die möglichst repräsentativ für die Gesamtzönose sind (vgl. dazu z.B. RIECKEN, 1992).

Breit angelegte Aktionspläne für Tiergruppen mit ökologischen Bedürfnissen nach einem vielfältigen Landschaftsinventar, wie etwa für Amphibien und Libellen, können für eine Vielzahl anderer Faunenelemente von Vorteil sein und schaffen somit die Voraussetzung zur Entwicklung einer vielfältigen Zönose, die ihrerseits auch einen entsprechenden Anteil an gefährdeten Spezies enthalten kann.

Zu Konflikten kann es kommen, wenn Eingriffe in Diskussion stehen, um einzel-

ne Arten in ihrer Bestandesentwicklung zu fördern (z.B. Bodenverwundungen oder Aufschüttungen, um Landhabitate für die Wechselkröte zu schaffen). Derartige Managementmaßnahmen können sich möglicherweise für andere Arten negativ auswirken. Die Grundlage für solche Entscheidungen müssen – neben längerfristigen Untersuchungen der Bestandesentwicklung – auch klare Bewertungsmaßstäbe hinsichtlich der "Förderungswürdigkeit" der jeweiligen Art bzw. der Bedeutung und Gefährdung der potentiell beeinträchtigten Art(en) sein.

5 NUTZUNGSKONFLIKTE AM TRITONWASSER

5.1 Beeinträchtigung der Zielfunktion Naturschutz

Die vorliegende Studie soll nicht zuletzt Aufschlüsse darüber geben, inwieweit sich Ziele des Arten- und Naturschutzes auch in einem Gebiet realisieren lassen, das durch die hohe Besucherfrequenz einem starken Druck unterliegt. Diese Belastung galt und gilt es, durch entsprechende Maßnahmen herabzusetzen (CHOVANEK & GOLDSCHMID, 1992). Es ist sicherlich unbedingt notwendig, diesen Aspekt bei der Planung bzw. beim Management von Gewässern, die unter der Vorgabe Natur- und Artenschutz errichtet werden oder einer entsprechenden Pflege unterliegen, zu berücksichtigen, so etwa steigt die Artenzahl von Libellen mit der Abnahme der Nutzung des jeweiligen Gewässers (DIDION & HANDKE, 1989).

In der Literatur werden konkrete Managementaspekte nur vereinzelt dargestellt; so diskutieren z. B. AMMER & PRÖBSTL (1991) die Auswirkungen des Konfliktes Naturschutz/Erholung auf das Naturschutzgebiet Osterseen und dessen Lösungsansätze durch geeignete Pflegemaßnahmen. Der DEUTSCHE VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e. V. (DVWK, 1991) behandelt anhand mehrerer Stillgewässer u. a. auch verschiedene Aspekte der Nutzung und der damit verbundenen ökologischen Probleme, der

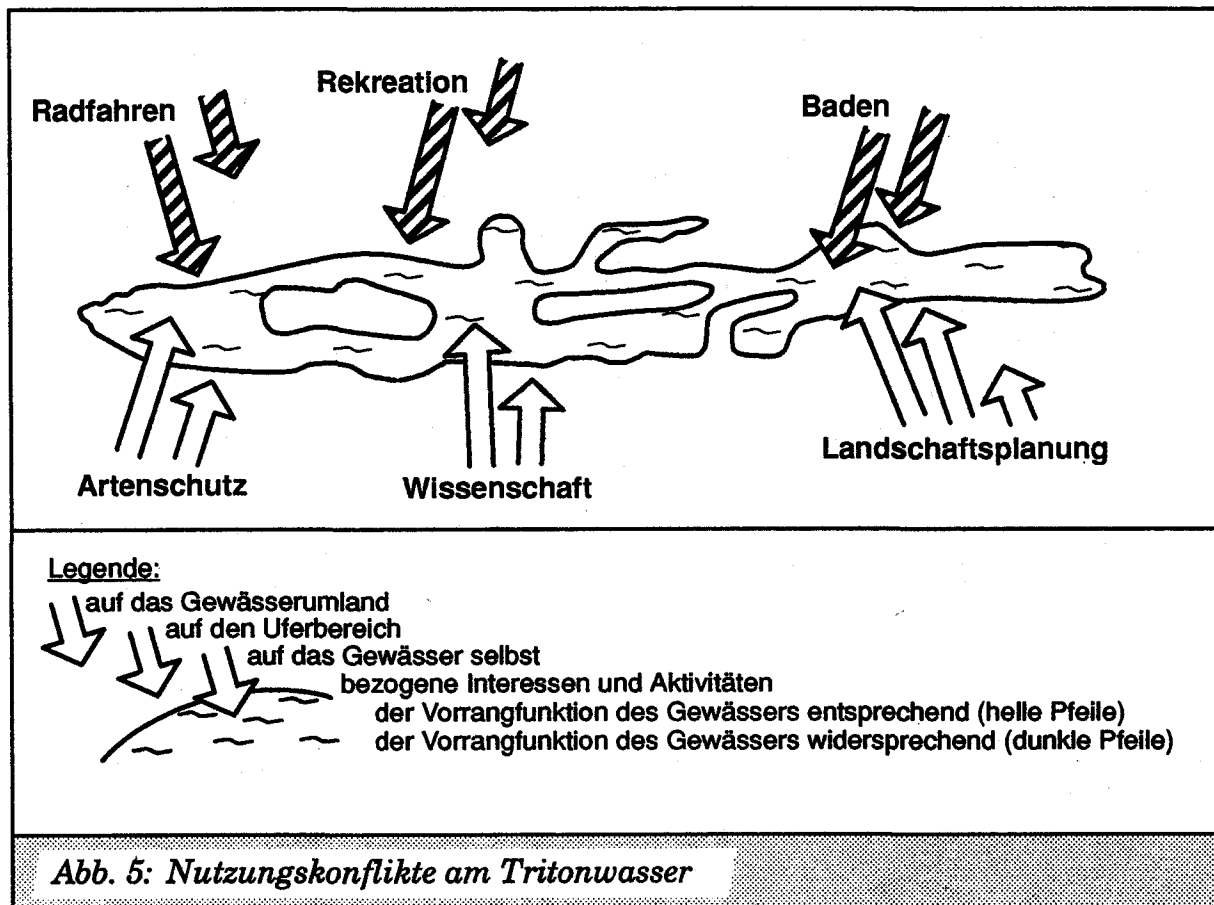
Gewässergestaltung sowie möglicher Pflegemaßnahmen.

Die Notwendigkeit gewisser lenkender Maßnahmen besteht im Fall des Tritonwassers in besonderem Maß, da es in der Nähe des südlichen Randes einer intensiv genutzten und bewirtschafteten Parklandschaft im Bereich der Reichsbrücke liegt, von der aus die Besucher in den Frühlings- und Sommermonaten in die angrenzenden extensiv oder überhaupt nicht bewirtschafteten Zonen der Donauinsel strömen.

Besonders durch die Reduzierung der Zugänglichkeit des Uferbereiches wurde versucht, mögliche negative Folgen diverser Freizeitaktivitäten auf das Gewässer und seine Uferregionen zu minimieren:

- Einbindung eines dichten Heckenbestandes in das unmittelbare Gewässerumland;
- Schließung des Bestandes durch Pflanzungen, die im ersten Jahr beregnet wurden;
- durch Initialpflanzungen im unmittelbaren Litoralbereich wurden die meisten Uferzonen für den Badebetrieb unattraktiv.

Dennoch bestehen Nutzungskonflikte, die aus der Kollision verschiedener Interessen und Aktivitäten resultieren (Abb. 5).



Besonders Radfahrer, Badende und Spaziergänger ("Rekreation") verursachen das Entstehen von Trampelpfaden, die ihrerseits wiederum den Zugang zum Gewässer ermöglichen bzw. erleichtern und dadurch immer mehr Besucher anlocken. Die hierbei verursachten Trittsbelastungen bewirken einerseits mechanische Verletzungen oberirdischer Pflanzenteile sowie andererseits Substratverdichtungen, die Keimung bzw. Durchwurzelbarkeit erschweren (PFADENHAUER et al., 1985). Neben mechanischen Schäden ist es natürlich auch die Störung, die negativ auf Besiedlung und Entwicklung wirkt.

Die in Kapitel 3.3. bereits erwähnten Grobschotterflächen sind sicherlich ein wesentlicher Grund dafür, daß das Ge-

wässer als Badegewässer angenommen wird. Die Grobkörnigkeit scheint hier nicht im erwarteten Maße unbequem und daher abschreckend zu wirken. Um die Zugänglichkeit des Gewässers möglichst gering zu halten, hätte auf diese Abschnitte zugunsten erweiterter Initialpflanzungen verzichtet werden sollen.

Dieser Kombination von Störfaktoren stehen die Anliegen des Artenschutzes und der Landschaftsplanung, in einem ökologisch degradierten Gebiet einen Refugialraum vor allem für bedrohte Tierarten zu schaffen, gegenüber. Dies betrifft zum einen die in diesem Gebiet bereits existierenden Populationen, für die damit die Möglichkeit zur Ausbreitung geschaffen wird; wodurch der Gefahr der genetischen Isolation von Populationen

entgegengewirkt werden kann. Zum anderen wird die Voraussetzung zur Ansiedlung neuer, in diesem Gebiet noch nicht oder nicht mehr bodenständiger Arten gegeben.

5.2 Mögliche Lösungsansätze

Ungeachtet der Informationstafeln, die auf die Bademöglichkeit in der nächstgelegenen Neuen Donau hinweisen, manifestierte sich besonders im Jahr 1992 die Undiszipliniertheit der Besucher des Tritonwassers in einem phasenweise sehr starken Badebetrieb am Gewässer, in einem starken Auftreten von Stockenten durch das Füttern sowie im Aussetzen von Fischen und zwei Rotwangenschildkröten. Die im Gewässerumland angebrachten Informationstafeln wurden sogar mehrmals überschmiert bzw. zerstört.

Im Spätherbst 1992 wurden ausgedehnte Bereiche der Trampelpfade durch Auflegen von Baumstrünken, die bei Rodungsarbeiten auf der Donauinsel im Zuge der Kraftwerkserrichtung anfielen, unpassierbar gemacht. Diese Strünke bieten wahrscheinlich auch für zahlreiche Tiergruppen neue Lebensraumqualitäten und Strukturangebote. Es bleibt nun abzuwarten, ob sich die Pflanzung um das Gewässer in den nächsten Jahren derart verdichtet, daß die verbleibenden Wegereste nicht mehr zu begehen sein werden.

Eine zusätzliche Verringerung der Zugänglichkeit und der Attraktivität des Geländes ließe sich auch durch Verschmä-

lerung jenes, ohnehin nur wassergebundenen Weges, der das Gewässerareal passiert, erreichen. So würden noch mehr Radfahrer auf den asphaltierten Hauptweg gelenkt, der bereits seit der Errichtung des Tritonwassers in größerer Entfernung vom Gewässer geführt wird.

Da die als Liegefläche und Gewässerzugang genutzten Schotterflächen nahezu unbewachsen sind, werden wahrscheinlich im Frühjahr 1993 Sandschüttungen im unmittelbaren Uferbereich vorgenommen und auch hier – entgegen der ursprünglichen Absicht – Initialpflanzungen ausgebracht bzw. Ansaaten vorgenommen, um die Zugänglichkeit weiter zu verringern. Die Schotterflächen werden dadurch auch in ihrer Ausdehnung eingeschränkt, sollen aber nicht ganz verschwinden, da sie für diverse Tierarten etwa wichtige Plätze zum Sonnen darstellen (z.B. manche Libellenarten, wie etwa *Orthetrum cancellatum*, oder Reptilien).

SCHNEIDER (1990) bezeichnet Größe, Verkehrserschließung, Wassergüte und Zugänglichkeit als jene Faktoren, die für die Intensität des Badebetriebes an einem Gewässer maßgeblich sind. Am Tritonwasser ist eine Lösung des Konfliktes durch die Beschränkung der Zugänglichkeit denkbar.

Eine Zonierung des Gewässers, durch die in abgegrenzten, entsprechend ausgewiesenen Bereichen verschiedene Aktivitäten bei gleichzeitiger Ungestörtheit anderer Zonen ausgeübt werden könnten, ist hier – wegen der zu geringen Größe des Tritonwassers – nicht möglich.

5.3 Allgemeine Empfehlungen

Aus den Erfahrungen, die aus den drei Beobachtungsjahren am Tritonwasser gewonnen werden konnten, lassen sich für Gewässer, die bezüglich Größe, Lage, Vorrangfunktion und auch Nutzungskonflikte vergleichbare Voraussetzungen aufweisen, unterschiedliche Empfehlungen zur Reduzierung des Konfliktpotentials ableiten (CHOVANEK & GOLDSCHMID, 1992):

- * Die Schließung eines möglichst dichten Gehölzbestandes mit standortgerechten Pflanzen rund um das Gewässer (vor allem unter Einbindung bereits existierender Bestände) müßte angestrebt werden.
- * Die unmittelbaren Uferbereiche sollten durch Initialpflanzungen (z.B. Binsen, Rohrkolben) für den Badebetrieb unattraktiv gemacht werden.
- * Die Anlage von Rundwegen um das Gewässer in Ufernähe muß vermieden werden; nur wenige, entsprechend weit vor dem Uferbereich blind endende Stichwege, die eine gute Aussicht auf das Gewässer ermöglichen, könnten angelegt werden.
- * Am äußeren Rand des Areals angebrachte Tafeln sollten über Bedeutung und Funktion des Feuchtgebietes informieren.
- * Um Beschädigungen der Pflanzungen und das Entstehen von Trampelpfaden zu verhindern, muß erwogen werden, das Gelände unmittelbar nach der Fertigstellung des Gewässers und dem Ausbringen der Pflanzungen zumindest für ein Jahr zu sperren.
- * Die Lenkung der Besucher durch entsprechende Ausgestaltung, Dimensionierung und Führung des Wegenetzes sowie durch die gewässerferne Anlage von Rastplätzen kann viel Druck vom Gewässer nehmen.
- * Planung, Errichtung und Pflege eines neuen Gewässers müssen in ein landschaftsplanerisches Gesamtkonzept integriert werden, da – wie u. a. auch anhand der Ökologie der in diesem Bericht behandelten Tiergruppen gezeigt werden kann – eine enge Verzahnung der Gewässerzönose mit Ufer, Umland und anderen Gewässern besteht.

6 METHODE DER BESTANDSERHEBUNGEN

In den ersten drei Jahren des Bestehens des Tritonwassers (1990–1992) wurden insgesamt 30 Begehungen durchgeführt. Der jährliche Untersuchungszeitraum erstreckte sich von Anfang März bis Anfang Oktober. Im Zuge jeder Untersuchung (Dauer: etwa ein halber Tag) wurden die Uferzonen begangen, abgekeschert und die jeweiligen Funde registriert (Laichmaterial, larvale, juvenile, subadulte und adulte Amphibien bzw. Larven, Exuvien und Imagines der Libellen). Um auch die nicht in unmittelbarer Gewässernähe befindlichen Libellen erfassen zu können, wurden die Neupflanzungen in Gewässernähe ebenfalls abgegangen.

Die Bestimmungen (insbes. nach ASKEW, 1988; LAISTER, 1991; GRILLITSCH et al., 1983) konnten im wesentlichen im Freiland am lebenden Tier durchgeführt werden; im Fall der Libellenlarven mußten ein paar Exemplare konserviert und im Labor determiniert werden. Exuvien wurden aufgesammelt und ebenfalls im Labor bestimmt; sie waren zusammen mit Beobachtungen von Fortpflanzungsaktivitäten (Paarungs-

räder und –tandems, Eiablage) entscheidend zur Beurteilung der Bodenständigkeit einzelner Arten. Nach SCHMIDT (1984, 1985) genügen schon wenige (3–5) geeignete Schönwetter-Untersuchungstage in den entsprechenden Zeiträumen, um die regelmäßig in mittlerer bis hoher Abundanz bodenständigen Arten erfassen zu können.

Für die Zuteilung zu einer bestimmten Häufigkeitsklasse wurde für jedes Jahr in der Regel jeweils die höchste bei einer Begehung aufgenommene Individuenzahl einer Art herangezogen. Bei über einen längeren Zeitraum laichenden Amphibien-Arten (*Hyla arborea*, *Rana ridibunda*) mußten die offensichtlich neu hinzugekommenen Kaulquappenfunde zu den bei früheren Kontrollen erhobenen Daten hinzugerechnet werden. Die Libellen-Exuvien (ausgenommen jene von *Ischnura elegans*, die aufgrund ihrer großen Anzahl nur geschätzt werden konnten) wurden bei jeder Begehung abgeklaut, um Doppelzählungen zu vermeiden. Dadurch konnte auch die Anzahl relativ leicht und genau ermittelt werden.

7 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die am Tritonwasser in den ersten drei Jahren seines Bestehens nachgewiesenen Amphibien- und Libellenarten sind in den Tabellen 4 und 5 ausgewiesen. Erste Zwischenergebnisse, die Besiedlungsaspekte der Jahre 1990 und 1991 betreffen, wurden bereits in CHOVANEC et al. (1991) veröffentlicht.

7.1 Amphibien

Im Zeitraum zwischen Frühling 1990 und Herbst 1992 nahmen bereits sechs Arten das Gewässer als Reproduktionsraum an: *Bombina bombina* (Rotbauchunke), *Bufo bufo* (Erdkröte), *Bufo viridis* (Wechselkröte), *Hyla arborea* (Laubfrosch), *Rana dalmatina* (Springfrosch) und *Rana ridibunda* (Seefrosch). Wie aus Tab. 4 ersichtlich, schwankte die Artenzusammensetzung in den Jahren und kann daher als noch nicht stabil angesehen werden.

Zum Vergleich herangezogene Bestandserhebungen zeigen, daß die am Tritonwasser erfaßten Arten mit Fortpflanzungsnachweis das Gewässer als wesentlichen Reproduktionsraum für Amphibien ausweisen. Diese Aussage ist natürlich nur unter der Voraussetzung zulässig, daß sich die Arten am Gewässer etablieren und ihre Populationen entsprechend stärken. Dies ist derzeit nur bei *R. ridibunda* und eventuell bei *B. viridis* der Fall. WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986) konnten bei Erhebungen der Amphibienfauna in einem Auweiher in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich) sieben reproduzierende Arten nachweisen. Im Rahmen entspre-

chender Aufnahmen in Auengebieten der Wachau (Niederösterreich) wurde in den artenreichsten Gewässern der Fortpflanzungsbeleg von sechs Amphibienarten erbracht (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1989). WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) wiesen in der Altenwörther Au (Niederösterreich) die höchsten Artenzahlen in Altarmresten und Auweiher nach (maximal sechs reproduzierende Arten). In diesen Untersuchungen wird auch die Bedeutung gut strukturierter, eher flacher, verkrauteter, besonnter und fischloser Gewässer für die Amphibienfauna hervorgehoben.

Da die Füllung des Tritonwassers erst Ende März 1990 abgeschlossen war, sind die in diesem Jahr gefundenen drei reproduzierenden Arten bemerkenswert. Verständlich ist, daß damals noch keine der typischen frühlaichenden Arten am Gewässer anzutreffen war. In den beiden folgenden Jahren stieg die Zahl der reproduzierenden Arten auf fünf an, wobei die im Jahr 1991 nachgewiesene *B. bombina* 1992 fehlte (im Gegensatz zu 1991 wurden 1992 auch keine Rufe wahrgenommen); 1992 konnte allerdings die Fortpflanzung von *R. dalmatina* belegt werden (8 Laichballen). Während die Funde für *B. bufo* und *H. arborea* im Jahr 1992 im Vergleich zu 1991 beträchtlich zurückgingen, kam es bei *B. viridis* und *R. ridibunda* zu nennenswerten Zuwächsen. Die Anzahl der subadulten und adulten Individuen von *R. ridibunda* konnte für 1992 auf etwa 300–500 geschätzt werden, die Zahl der z. T. frisch geschlüpften Kaulquappen von *B. viridis* ließ auf etwa 10–15 Laichschnüre schließen.

Tab. 4: Am Tritonwasser nachgewiesene Amphibienarten (von April 1990 bis Oktober 1992)

	1990					1991					1992				
	Laich	Larven	Juvenile ¹	Subadulte ²	Adulte	Laich	Larven	Juvenile ¹	Subadulte ²	Adulte	Laich	Larven	Juvenile ¹	Subadulte ²	Adulte
TRITURUS VULGARIS (Teichmolch)					*					*					
BOMBINA BOMBINA (Rotbauchunke)							**			**				*	*
BUFO BUFO (Erdkröte)						***	*****					***			
BUFO VIRIDIS (Wechselkröte)		****	*			*	***	***				*****	**		
HYLA ARBOREA (Laubfrosch)		*****		*			***			*		**			*
RANA DALMATINA (Springfrosch)											***		*		
Andere "BRAUN- FROSCH-Funde"			**			*	*								
RANA RIDIBUNDA (Seefrosch)	*	*****	**	****	**	***	****	****	*****	***	***	*****	****	*****	*****

*: Einzelfund (1 Ind.)

** : selten (2-5)

***: verbreitet (6-30)

****: häufig (31-100)

*****: massenhaft (> 100)

1) Alter der Individuen < 1 Jahr

2) Alter der Individuen > 1 Jahr, noch nicht geschlechtsreif

Die Funde von *Triturus vulgaris* beschränkten sich auf zwei Einzelfunde; es konnte kein Fortpflanzungsnachweis erbracht werden. Die unter "andere Braunfrosch-Funde" ausgewiesenen Belege umfaßten zwei juvenile Braunfrösche des Jahres 1990, eine im Jahr 1991 gefundene *R. arvalis*-Larve (ausgesetzt?) sowie Teile eines Laichballens unterhalb der Pumpe im "Teichzufluß" im Jahr 1991 (siehe CHOVANEC et al., 1991). Diese Funde stellten keinen zweifelsfreien Reproduktionsnachweis dar und gingen daher nicht in die näheren Betrachtungen ein.

Aufgrund der komplexen Fundsituation (vor allem durch entsprechend angehefteten Laich sowie Adulte) konnte ausgeschlossen werden, daß die Besiedlungsdaten durch das Einbringen von Laichmaterial oder Kaulquappen durch Besucher entscheidend beeinflusst wurden.

Einige im Zuge der Begehungen gemachte Beobachtungen geben Hinweise, die für die Praxis von Gewässerplanungen relevant sind. Aufgrund des bis dato wegen des erst kurzen Untersuchungszeitraumes noch beschränkten Datenmaterials, sind die folgenden Punkte als Anmerkungen zu verstehen, die nicht statistisch abgesichert sind:

Das Einbringen von Totholz bietet eine geeignete Struktur zum Anheften des Laiches und wird vor allem von Raniden gerne angenommen. Von den im April 1992 nachgewiesenen acht *R. dalmatina*-Laichballen wurden fünf an kleinästiges Totholz und drei an Rohrkolbenreste

angeheftet. Auch die im Frühsommer laichende *R. ridibunda* nahm diese Struktur als Laichsubstrat an. Die meisten der im Sommer 1991 gesichteten Laichballen von *R. ridibunda* (12) waren an Totholz angeheftet, obwohl zu diesem Zeitpunkt bereits relativ üppige Makrophytenbestände entwickelt waren. Trotzdem scheint dieses Angebot an Laichsubstrat besonders bei neugeschaffenen Gewässern mit keinem oder spärlichem Makrophytenbestand von Bedeutung.

Die Buchten, die aufgrund ihrer Morphologie fast Kleingewässercharakter haben, werden von einzelnen Arten scheinbar bevorzugt angenommen. Im Jahr 1991 wurde *B. bombina* (Adulte und Larven) ausschließlich in den beiden Buchten des der Neuen Donau zugewandten Ufers gefunden; auch *R. ridibunda* legte die 1991 nachgewiesenen Laichballen in die obere der beiden Buchten ab. Dieser Uferabschnitt wies auch im Jahr 1991 die größte Dichte an sich sonnenden adulten und subadulten Seefröschen auf (oft mehr als 50 Individuen innerhalb weniger Quadratmeter). Die beiden Buchten zeichnen sich weniger durch einen flachen Böschungswinkel aus, als durch die rasche Entwicklung der Makrophytenbestände, das Angebot an Totholz, die vom Hauptgewässer abgetrennte Lage sowie auch durch ihre stark verwachsenen und somit von Besuchern kaum frequentierten Uferbereiche.

Die am Ufer sitzenden Seefrösche hielten sich während des Tages vorwiegend in Bereichen auf, die bereits eine gut entwickelte Schilf-, Rohrkolben- und/oder Binsenvegetation aufwiesen. Die Uferbereiche der Inseln wurden deutlich seltener als Sitzwarte angenommen. Beson-

ders im Jahr 1992 konnten in den Dämmerungsstunden die paarungsbereiten Seefrösche in den an der Wasseroberfläche flutenden, üppigen Laichkrautbeständen beobachtet werden. Hier wurden auch Laichballen gefunden.

Die Bufo-Laichschnüre konnten im Jahr 1991 sowohl in den Buchten als auch in Bereichen mit gestreckter Uferlinie gefunden werden. Die Laichregion von *B. viridis* befand sich im Jahr 1992 vor allem in einem etwa 50 m langen Uferbereich am nördlichen Ende des Gewässers (beim Pegel), eine makrophytenarme, schottrige Zone mit sehr flachem Böschungswinkel. Weitere, kleinere Laichgebiete befanden sich im Bereich der bereits erwähnten Buchten und im südlichen Uferbereich nahe der Pumpe.

Mit dem Grad der Besiedlung des Gewässers erheben sich Fragen hinsichtlich Populationsaufbau, Wanderverhalten sowie Wanderrichtung der betreffenden Arten, die im Rahmen dieses Projektes nicht behandelt werden konnten, ihrerseits aber den Bedarf für gesonderte Forschungsarbeiten an diesem Gewässer signalisieren. Die rasche Besiedlung des Tritonwassers überrascht besonders, da der Tote Grund, das dem Tritonwasser nächstgelegene Feuchtgebiet auf der Donauinsel, mehrere Kilometer entfernt ist. Eine Zuwanderungsrouten scheint über das nahegelegene Wehr 1 gegeben, über das eine Besiedlung durch einzelne Individuen von der Alten Donau her erfolgen könnte. Auch im nördlichen Teil der Insel wurden über eine Brücke zuwandernde Individuen beobachtet (HÖDL, mündl. Mittlg.). Es erhebt sich die Frage, welche der am Tri-

tonwasser nachgewiesenen Arten auch die Neue Donau als Laichgewässer annehmen.

Die rasche Besiedlung des Gewässers durch Wasserfrösche wirft weniger Fragen auf: Einerseits werden die in der Literatur aufscheinenden Werte für Wanderdistanzen durch neuere Untersuchungen z. T. deutlich nach oben verschoben (TUNNER, 1991, konnte zeigen, daß Wasserfrösche am Neusiedlersee Entfernungen von bis zu 15 km zu ihren Winterquartieren zurücklegen), wodurch die Besiedlung auch durch Tiere von weiter entfernt gelegenen Gewässern möglich wird. Andererseits scheint, besonders im Fall der Grünfrösche, die Besiedlung des Tritonwassers von der Neuen Donau aus als sehr wahrscheinlich. Auch das mitten im intensiv genutzten und gepflegten Bereich der Reichsbrücke gelegene Kleingewässer *Hubschrauberlandeplatz* wurde bald nach der Entstehung und Bepflanzung von Grünfröschen als Laichbiotop angenommen.

Leider mußte im Tritonwasser eine rasche Entwicklung z. T. beträchtlicher Fischbestände festgestellt werden (Sonnenbarsche, Flußbarsche, Marmorgrundeln, Lauben). Wahrscheinliche Gründe dafür sind beispielsweise der Eintrag von Eimaterial oder Larven durch die Füllung mit Wasser aus der Neuen Donau, das Einbringen von Eimaterial durch Enten, das Aussetzen durch Besucher, etc. Dieser Faktor könnte möglicherweise den Aufbau entsprechender Amphibienpopulationen beeinträchtigen. Aus diesem Grund wird eine Abfischung des Gewässers in Erwägung gezogen.

Jede der 21 in Österreich vorkommenden Amphibienarten wird in der Roten Liste der gefährdeten Tierarten geführt (GEPP, 1983). Nicht zuletzt darin drückt sich die Notwendigkeit von Aktionsprogrammen zugunsten dieser Tiergruppe aus. Verschiedene Untersuchungen (z.B. BASTIAN & KELLER, 1987 und THIELCKE, 1987) streichen die Bedeutung von Gewässeranlagen bzw. entsprechenden Instandsetzungen für die Amphibienfauna hervor. Das hier beschriebene Tritonwasser scheint – wie sich bereits in den ersten Jahren seines Bestehens abzeichnet – das ökologische Potential zu haben, in Zukunft für die Amphibienfauna auf der Donauinsel eine große Rolle spielen zu können. Für folgende Arten konnte der Fortpflanzungsnachweis erbracht werden: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina* und *Rana ridibunda*. Diese einzelnen Arten präsentieren sich (abgesehen von *R. ridibunda*) mit noch nicht sehr individuenstarken Populationen; es bleibt abzuwarten, in welchem Ausmaß sich entsprechende Zuwächse in Arten- und Individuenzahl in den nächsten Jahren einstellen. Die hohe Zahl der im Gewässer reproduzierenden Arten zeigt allerdings bereits jetzt, daß für Amphibien-Laichgewässer wesentliche strukturelle Komponenten im und am Gewässer realisiert sind bzw. die Voraussetzungen für ihre Entwicklung geschaffen wurden.

7.2 Libellen

Tab. 5 listet die in den drei Untersuchungsjahren nachgewiesenen Libellenarten auf. Die folgenden sind im gegenwärtigen Status – vorsichtig – als bodenständig einzustufen (Fortpflanzungsnachweis, entsprechender Fundumfang): *Ischnura elegans*, *Anax imperator*, *Anax*

parthenope, *Orthetrum cancellatum* und *Sympetrum striolatum*. Die Fundsituation bei *Erythromma najas*, *Erythromma viridulum*, *Enallagma cyathigerum* und *Sympetrum vulgatum* läßt diesen Status in nächster Zukunft erwarten.

Besonders auffällig war die explosionsartige Entwicklung der Population von *Ischnura elegans*. Diese Spezies kann am Tritonwasser als Besiedler der ersten Stunde bezeichnet werden (CHOVANEK & WANZENBÖCK-ENDEL, 1992). Auch die Langzeituntersuchung von MOORE (1991) weist *I. elegans* – neben *Sympetrum striolatum* – als Erstbesiedler zahlreicher neugeschaffener Teiche im ersten Jahr aus. An keinem der von MOORE über einen Zeitraum von 27 Jahren beobachteten Teiche konnte allerdings eine derartige Populationsgröße erreicht werden. Anhand der hohen Anzahl gefundener Exuvien (mehrere 100; Geschlechterverhältnis: Männchen etwa 49 %, Weibchen etwa 51 %) war es auch möglich, Untersuchungen über mögliche Substratpräferenzen von *I. elegans* bei der Emergenz durchzuführen: Interessant war u.a. der hohe Anteil (5 %) von "verkehrt" (Kopf nach unten) geschlüpften Individuen (CHOVANEK, 1993).

Die Entwicklung und Ausbreitung von üppigen, an die Wasseroberfläche reichenden Laichkrautbeständen sowie kleinen Beständen von Schwimmblattpflanzen dürfte im Jahr 1992 das Auftreten von *Erythromma najas* und *E. viridulum* entscheidend begünstigt haben. Als Sitzpositionen wurden von *Erythromma* nicht nur die Laichkrautblätter und –blüten, Algenwatten oder Seerosenblätter angenommen, sondern verstärkt auch die äußersten Spitzen bzw. Blattsprosse der Schilfausläufer.

Tab. 5: Am Tritonwasser nachgewiesene Libellenarten (von April 1990 bis Oktober 1992)

	1990				1991				1992			
	Larve	Exuvie	Imago	Repro- duktion ¹	Larve	Exuvie	Imago	Repro- duktion ¹	Larve	Exuvie	Imago	Repro- duktion ¹
<i>Lestes viridis</i> (Weidenjungfer)					*							
<i>Platycnemis pennipes</i> (Gemeine Federlibelle)					*						*	
<i>Erythromma najas</i> (Großes Granatauge)											**	
<i>Erythromma viridulum</i> (Kleines Granatauge)											**	
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Becher-Azurjungfer)											**	*
<i>Ischnura elegans</i> (Große Pechlibelle)	***	*	**		****	***	****	***	****	****	****	***
<i>Coenagrionidae</i> ² (Schlanklibelle)	***				***				***			
<i>Aeshna mixta</i> (Herbst-Mosaikjungfer)						*						
<i>Aeshna cyanea</i> (Blaugrüne Mosaikjungfer)					*	*	*				*	
<i>Aeshna isosceles</i> (Keilflecklibelle)											*	
<i>Anax imperator</i> (Große Königslibelle)										****	***	*
<i>Anax parthenope</i> (Kleine Königslibelle)										***	**	**
<i>Aeshnidae</i> ² (Edellibelle)					***							
<i>Cordulia aenea</i> (Gemeine Smaragdlibelle)											*	
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Großer Blaupfeil)							*			***	***	**
<i>Crocothemis erythraea</i> (Feuerlibelle)											*	
<i>Sympetrum striolatum</i> (Große Heidelbelle)									**	***	***	**
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Gemeine Heidelbelle)					*						***	**
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Blutrote Heidelbelle)					*	**					*	
<i>Sympetrum sp.</i> (Heidelbelle)							**		**			

*: Einzelfund (1 Ind./Jahr)

** : selten (2-5)

***: verbreitet (6-30)

****: häufig (31-100)

*****: massenhaft (> 100)

- 1) Beobachtung von Paarung bzw. Eiablage
2) zu frühes Larvenstadium erlaubte keine genauere Bestimmung

Bemerkenswert war auch das starke Auftreten der beiden *Anax*-Arten im Jahr 1992. Die reiche Strukturierung der Uferlinie ist für die männlichen Imagines von *A. imperator* zur Revierbildung vorteilhaft (MARTENS, 1983); ebenso stellen die üppig entwickelten Laichkrautwiesen für diese Art als Eiablagesubstrat ein wesentliches Strukturelement dar. Die Anzahl der Exuvien von *A. imperator* betrug 71 (Männchen: 36, Weibchen: 35), jene von *A. parthenope* 24 (Männchen und Weibchen: je 12).

Das weitgehende Fehlen von Aeshniden im Jahr 1992 hatte möglicherweise seine Ursache in dem gehäuften Vorkommen der *Anax*-Larven. BEUTLER (1985) konnte aufgrund der Konkurrenzverhältnisse in Gewässern mit starken *Anax*-Larvenkolonien ein schwaches Aufkommen von *grandis*-, *cyanea*- oder *mixta*-Imagines nachweisen.

Orthetrum cancellatum wurde – wie aus Beobachtungen der Imagines ersichtlich – durch das Angebot besonnener Schotterflächen, die gerne als Platz zum Sonnen angenommen wurden, wahrscheinlich stark gefördert. Diese Vorliebe für vegetationslose Flächen begründet auch den Status von *O. cancellatum* als Pionierart.

Die Imagines von *Sympetrum striolatum* und *S. vulgatum* hielten sich mit großer Vorliebe in den stark besonnten Sträuchern und Hecken der terrestrischen Pflanzungen hinter den unmittelbaren Uferzonen auf.

Eine Beurteilung der derzeit am Tritonwasser vorfindbaren dominanten Libellenspezies anhand der auf bestimmten

Leit- und Begleitarten begründeten Odonaten-Zönosen (vgl. dazu auch WARINGER, 1989) ergibt folgendes Bild: Die "Orthetrum-Libellula depressa-Zönose" ist durch *O. cancellatum* und *S. striolatum* (Leitarten) sowie *I. elegans* und *Enallagma cyathigerum* (Begleitarten) repräsentiert. Diese Gesellschaft ist eher für vegetationsarme Gewässer mit offenen Wasser- und schotterigen Uferbereichen typisch und hat auch durchaus den Charakter einer Pioniergesellschaft. Die "Erythromma-Anax imperator-Zönose" ist mit ihren drei Leitarten ausgeprägt und zeigt eine bereits entsprechende Ausdehnung der Bereiche mit Schwimmblättern und an der Wasseroberfläche flutenden submersen Makrophyten an. Zu erwartende Begleitarten innerhalb dieser Zönose (z. B. *Aeshna cyanea*, *Cordulia aenea*) sind als Einzel funde belegt. Dichte und Ausbreitung der Röhrichtbereiche des Tritonwassers dürften noch zu schwach sein, um für die "Lestes-Sympetrum-Zönose" attraktiv zu sein, die derartige Strukturelemente präferiert und als Verlandungsanzeiger zu bezeichnen ist. Als Leitart dieser Gemeinschaft konnte nur *S. vulgatum* in höherer Abundanz nachgewiesen werden. Es ist damit zu rechnen, daß sich das Artenspektrum am Tritonwasser besonders mit der zunehmenden Verdichtung der Röhrichtbestände erhöht.

Als Gebiete, von denen aus die Besiedlung des Tritonwassers erfolgen könnte, sind in erster Linie der Tote Grund und die Lobau zu nennen. SCHWEIGER (1990) bearbeitete die Libellenfauna der Oberen Lobau und wies 33 Arten nach.

Aufgrund der raschen Entwicklung der submersen und emersen Pflanzenbe-

stände, durch die reiche Vegetation im Gewässerumland sowie durch libellenreiche Feuchträume in nicht allzu großer Entfernung scheinen die Voraussetzungen für eine artenreiche Zönose mit einem entsprechenden Anteil bedrohter Arten gegeben. Die eigentlich erst im dritten Jahr umfangreichere Fundausbeute könnte in der künstlichen Beregnung der Uferbereiche in den Schönwetterperioden des ersten Jahres begründet liegen, die eine Besiedlung sicherlich behinderte.

In verschiedenen Untersuchungen ist die Bedeutung von Gewässerneuanlagen im Sinne von Artenhilfsmaßnahmen zugunsten von Libellen hervorgehoben (PRETSCHER, 1976; CLAUSNITZER, 1980; MOORE, 1991). Dabei wird vielfach betont, daß in erster Linie Strukturreichtum für die Entwicklung einer artenreichen Libellenzönose mit einem entsprechend hohen Anteil bedrohter Spezies maßgeblich ist. Daneben sind natürlich auch Faktoren wie z. B. Besonnung, Nähe ausge-reifter Feuchtgebiete u. ä. von Bedeutung. Reiche submerse Vegetation schafft ein dichtes Substrat, das individuen- und artenreiche Larvengesellschaften zuläßt sowie als Eiablagesubstrat von Bedeutung ist. Bereiche mit dichten emersen Vegetationsbeständen bieten z. B. die notwendige Raumdifferenzierung für Revierbildung, Deckungs- und Schutzmöglichkeiten, Plätze zum Sonnenbaden sowie Strukturen für die Emergenz. Ein heterogenes Strukturangebot im Gewässerumland spielt u. a. als Übernachtungsraum wie auch als Bereich mit vielfältigem Nahrungsangebot für Libellen eine große Rolle (vgl. dazu u. a. auch MARTENS, 1983, 1991;

SCHLUMPRECHT & STUBERT, 1989; OTT, 1991).

MARTENS (1991) konnte an einem neu-geschaffenen Gewässer bereits im ersten Jahr nach seiner Entstehung 25 Libellenarten nachweisen, von denen 19 Arten in diesem Jahr zur Fortpflanzung kamen. Die Zahl der Spezies blieb in den Folgejahren eher gleich, die Artenzusammensetzung verschob sich etwas. Auch die von YAMAGUCHI (1973, 1975) untersuchten sekundären Feuchtgebiete wurden rasch von einer großen Zahl von Libellenarten angenommen.

Im Rahmen der weiter oben erwähnten 27-Jahre-Langzeitstudie untersuchte MOORE (1991) die Entwicklung der Odonatenfauna an 23 künstlich angelegten Teichen; die Dynamik der Besiedlung des Tritonwassers scheint mit jener der meisten dieser Kleingewässer vergleichbar: MOORE beschreibt ein kurzes "Pionierstadium" (Auftreten und Fortpflanzung von *I. elegans* und *S. striolatum*), das von einem "Entwicklungs-Stadium" bzw. in weiterer Folge von einem "Klimax-Stadium" (weitgehend stabile Artenzusammensetzung) gefolgt wird. Auch die von WILDERMUTH (1991) beobachtete Kolonisation eines neu-geschaffenen Weihers durch Anisopteren weist übrigens *S. striolatum* als Erstbesiedler aus.

Im Zusammenhang mit der Anlage stehender Gewässer sollte allerdings auch berücksichtigt werden, daß – wie SCHLUMPRECHT & STUBERT (1989) hervorheben – in vielen Fällen vor allem Zönosen von meso- bis eutrophen Stillgewässern gefördert werden. Die Arten von äußerst sensiblen und in ihrem Bestand gefährdeten Biotoptypen (z. B.

Moore, spezielle Fließgewässerbereiche) können nur durch den Schutz dieser Primärlebensräume gefördert werden. Ihr Verlust und damit jener der dort angesiedelten Zönosen kann durch die Errichtung von Sekundärlebensräumen nicht ausgeglichen werden.

WILDERMUTH & KREBS (1983) streichen den Wert von Gewässerneuanlagen für die Libellenfauna heraus: Als wichtiges Populationsreservoir können solche Feuchträume in bestimmten Sukzessionsstadien die Ausbreitung diverser Arten erleichtern. Sie geben allerdings zu bedenken, daß durch solche Maßnahmen in erster Linie Lebensraum für die wenig gefährdeten Ubiquisten, vor allem für Pionierarten, geschaffen würde.

Beim Vorliegen der weiter oben ausführlich beschriebenen, im Rahmen von Gewässerneuanlagen zu berücksichtigenden Voraussetzungen (Strukturausstattung, Besonnung, entsprechendes Umland, ungestörte Entwicklungsmöglichkeit u. s. w.), und gleichzeitiger Nähe reifer Biotope ähnlichen Typs, von denen aus eine Besiedlung erfolgen kann, sind Sekundärbiotop auch sicherlich als Lebensraum gefährdeter Arten von Bedeutung. Eine Bewertung der am Tritonwasser nachgewiesenen bodenständigen Libellenarten anhand Roter Listen (vgl. dazu auch BLAB, 1990) ist nur bedingt sinnvoll, da es weder für den Bereich Wien/Niederösterreich noch für das gesamte Bundesgebiet eine Rote Liste gefährdeter Libellenarten gibt. Aus diesem Grund werden die von STARK für das Burgenland (1982) und die Steiermark (1981) erstellten Listen sowie die Rote Liste der Li-

bellens für die BRD (CLAUSNITZER et al., 1984) herangezogen: Danach scheint als einzige Art *Anax parthenope* als gefährdet auf (Burgenland: potentiell gefährdet; Steiermark: gefährdet; BRD: stark gefährdet).

Im dritten Jahr nach seiner Entstehung sind am Tritonwasser folgende Arten belegt (Einzelfunde ausgenommen; []: auch Reproduktionsnachweis): Erythromma najas, Erythromma viridulum, Enallagma cyathigerum [*], Ischnura elegans [*], Anax imperator [*], Anax parthenope [*], Orthetrum cancellatum [*], Sympetrum striolatum [*] und Sympetrum vulgatum [*]. I. elegans war die einzige Art, die in allen drei Jahren beobachtet wurde und in diesem Zeitraum eine große Population aufbauen konnte. Auffällig ist auch das starke Auftreten von A. parthenope. Neben den Pionierarten stellten sich vor allem Arten ein, die als wesentliche Habitatstrukturen Schwimmblätter bzw. flutende Makrophyten bevorzugen: Dafür ausschlaggebend war sicherlich die rasche Ausbreitung der an die Wasseroberfläche reichenden Laichkrautbestände. Typische, Röhrichtbereiche präferierende Spezies, die gegenwärtig noch fehlen, werden sich mit hoher Wahrscheinlichkeit erst nach einer weiteren Ausbreitung der entsprechenden Pflanzenbestände einstellen. Aufgrund des Aufbaustadiums, in dem sich das Tritonwasser offensichtlich hinsichtlich der Entwicklung der Odonatenfauna befindet, und deren entsprechend langen Kolonisationszeit sind derzeit noch keine Aussagen über den Wert des Tritonwassers als Lebensraum für diese Gruppe möglich.*

8 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSBEMERKUNGEN:

Ziel der Studie

- * Das im Jahr 1990 fertiggestellte **Tritonwasser** (Größe: knapp 2 ha) auf der Donauinsel in Wien ist Gegenstand einer Untersuchung über die Besiedlung durch Amphibien und Libellen. Die in dieser Studie beschriebenen Ergebnisse stellen nur eine **„Zwischenbilanz“** nach den ersten drei Jahren dar und sind als Ausgangspunkt für weiterführende, mehrjährige Untersuchungen der Populationsentwicklungen zu verstehen.
- * Die **ökologischen Ansprüche von Amphibien und Libellen** waren Grundlage für die möglichst heterogene Gestaltung des Gewässers und Teile seiner Umgebung. Die differenzierte Biotopbindung beider Gruppen bedingt eine entsprechende Ausgestaltung des Gewässers, seiner Ufer- und Umlandbereiche sowie eine Verzahnung mit anderen Feuchtgebieten, die sich auch für weitere aquatische und amphibische Faunenelemente begünstigend auswirken sollten.
- * Der vorliegende Bericht wie auch die weiterführenden Untersuchungen über Besiedlung und Sukzession dienen einerseits als **Effizienzkontrolle**, um Gewässerplanung und -anlage im Sinne des Naturschutzes bewerten zu können. Andererseits soll diese Langzeituntersuchung Aufschlüsse über **Artenzusammensetzung und -verschiebung** innerhalb der beiden Gruppen im Zusammenhang mit Veränderungen der Habitatqualitäten des Gewässers (besonders dessen Vegetation) und möglichen Pflegeeingriffen liefern.
- * Standortgerechte **Pflanzungen** aquatischer, amphibischer und terrestrischer Bestände dienten dazu, die Zugänglichkeit des innerhalb eines stark frequentierten Erholungsgebietes liegenden Gewässerareals herabzusetzen und die Entwicklung eines entsprechenden Strukturangebotes (z. B. Schwimmblattbereiche, Röhrichte) zu fördern.
- * Im ersten Jahr seines Bestehens wurde das Feuchtgebiet mit **Wasser aus der Neuen Donau** mittels einer Pumpanlage dotiert, was sicherlich auch unterstützend auf die Besiedlung durch Mikroorganismen und Makrophyten gewirkt hat. Ab dem zweiten Jahr erfolgte die allenfalls erforderliche **Anhebung des Wasserstandes** durch Grundwasser, das aus einem Brunnen gepumpt wurde.

Vegetation

Bei den im Jahr 1990 ausgebrachten **Initialpflanzungen** amphibischer und aquatischer Makrophyten konnte generell eine z. T. enorme **Stärkung, Verdichtung und Ausbreitung der Bestände** dokumentiert werden. Zudem siedelten sich rasch einige Pflanzenarten auch von selbst an (Samenflug) oder wurden durch die Dotation mit Wasser aus der Neuen Donau eingebracht (z. B. *Potamogeton perfoliatus*). Ähnliches gilt

auch für die terrestrischen Bestände, durch deren Ausbringung der bereits vor Errichtung des Gewässers vorhandene, dichte Gehölzstreifen geschlossen werden konnte. Die rasche Entwicklung der Vegetationselemente verbessert deutlich das Strukturangebot im und am Gewässer und spielt zusätzlich auch eine wesentliche Rolle als Abschirmung des Tritonwassers gegen Donauinselbesucher.

Amphibien und Libellen

- * Besonders die Besiedlung durch **Amphibien** erfolgte rasch und legitimierte die Anlage des Gewässers im Sinne des Arten- und Naturschutzes selbst in diesem intensiv genutzten Erholungsgebiet.

Im ersten Jahr (1990) wurde der **Reproduktionsnachweis** von drei Arten (*Bufo viridis*, *Hyla arborea* und *Rana ridibunda*) erbracht, diese Zahl erhöhte sich in den beiden folgenden Jahren auf fünf (1991: *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea* und *Rana ridibunda*; 1992: *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina* und *Rana ridibunda*). Das Artenspektrum ist allerdings noch nicht stabil und die Individuenzahlen (abgesehen von *Rana ridibunda*) noch gering.

- * In das Gewässer eingebrachtes **Totholz** wurde von den Amphibien häufig zum Anheften von Laichmaterial angenommen; die beiden **Inseln** spielten als Platz zum Sonnen nur eine untergeordnete Rolle. Aus den bisherigen Funden des Laichmaterials kann ge-

schlossen werden, daß **unterschiedlich ausgeprägte Gewässerteile** von verschiedenen Arten als **Reproduktionsraum** bevorzugt werden.

- * Die Kolonisation des Gewässers durch **Libellen** erfolgte bisher einerseits durch sogenannte Pionierarten, andererseits durch Arten, die Schwimmblattbereiche bzw. an der Wasseroberfläche flutende submerse Makrophyten als Habitatelement benötigen. In diesem Zusammenhang ist die rasche Ausbreitung der Laichkrautbestände besonders hervorzuheben, die übrigens nicht durch Initialpflanzungen in das Gewässer gebracht worden waren. Mit einer entsprechenden Verdichtung der Röhrichte ist in den nächsten Jahren eine Vergrößerung des Artenspektrums zu erwarten.
- * Als einzige Art ist ***Ischnura elegans*** über den gesamten Untersuchungszeitraum nachweisbar; sie entwickelte sogar eine sehr individuenreiche Population. Als bemerkenswert ist das gehäufte Auftreten von ***Anax parthenope*** im Jahr 1992 herauszustreichen.
- * **Die vorliegenden Ergebnisse lassen erkennen, daß es bei entsprechender Gestaltung von Gewässer und Umland auch in intensiv genutzten, sekundären städtischen Erholungsgebieten möglich ist, ökologisch wertvolle Feuchträume mit hohem Artenpotential zu schaffen.**
- * **Als Indikatoren zur Bewertung der Gewässeranlage, der unterschiedlichen Ausgestaltung einzelner Bereiche sowie der Entwicklungen bzw. Veränderungen in und am Ge-**

wasser erbrachte die Verwendung von Amphibien und Libellen aussagekräftige, umsetzbare Ergebnisse, deren Gehalt im Zuge der Fortführung der Untersuchung in den nächsten Jahren weiter zunehmen wird.

Management und Nutzungskonflikte

- * Trotz entsprechender Präventivmaßnahmen (besonders Pflanzungen in den meisten Uferbereichen) üben verschiedene **Freizeitnutzungen der Donauinselbesucher** einen starken Druck auf das Gewässerareal aus. Aus diesem Grund wurde im Herbst 1992 ein beträchtlicher Teil der Trampelpfade durch das Aufbringen großer Baumstrünke unpassierbar gemacht; diese fielen im Zuge der Rodungsarbeiten für das Donaukraftwerk Wien–Freudenau auf der Donauinsel an und stellen zudem für zahlreiche Tiergruppen ein gutes Strukturangebot dar. Führen die Maßnahmen zu keiner Verringerung dieser Störungen, sind entsprechende weitere Eingriffe ins Auge zu fassen.

Feuchtgebiete auf der Donauinsel

- * Was die Ausstattung der Donauinsel mit **aquatischen Lebensräumen** betrifft, wird **im Südteil der Insel**, im Bereich der Ostbahnbrücke, die Anlage eines Feuchtgebietes empfohlen, um so die große Entfernung zwischen Tritonwasser und Totem Grund zu überbrücken. Durch die extensive Bewirtschaftung dieses Inselabschnittes scheint für Amphibien auch die Mög-

lichkeit der Wanderung zwischen den Feuchtgebieten gegeben.

- * Es ist erforderlich, das Angebot an entsprechenden Stillgewässern im **Nordteil der Donauinsel** zu erhöhen (Reaktivierung des Phönixteiches und Anlage von ein bis zwei weiteren Gewässern). Diese Planungen sollten unmittelbar nach Abschluß der auf 10 Jahre konzipierten Studie (Ende 1996) des Institutes für Zoologie der Universität Wien am Endelteich in Angriff genommen werden.
- * Eine Verknüpfung des anzustrebenden Biotopkomplexes im Norden mit jenem im Süden über den am intensivsten genutzten Mittelteil der Insel durch die Anlage entsprechender Extensivflächen mit Kleingewässern scheint nur über die entsprechende Gestaltung der Donau-seitigen Ufer der Donauinsel möglich. Die mit der Errichtung des **Kraftwerkes Freudenau** erforderliche **Neugestaltung der Uferbereiche** bietet die Möglichkeit, diesen Anforderungen in verstärktem Maß zu entsprechen und von der Nutzung ausgenommene Korridorstreifen zu errichten (vgl. dazu auch JANAUER et al., 1986).

- * Es ist zu erwarten, daß die in der Nähe des geplanten **Hauptbauwerkes des Kraftwerkes** liegenden Gewässer (Hüttenteich, Schwalbenteich) Störungen infolge der Bauarbeiten unterliegen (z. B. durch Zufahrtsstraßen zur Baustelle; weitgehende Beseitigung der Gehölzbestände zwischen Totem Grund, Hüttenteich und Schwalbenteich). Zu befürchten ist, daß durch die Zerstörung der Donau-seitigen

Auwaldreste *wertvolle Sommer- und Winterbiotope für Amphibien vernichtet* werden (BAUMGARTNER et al., 1992). Es müssen alle Anstrengungen unternommen werden, den *Toten Grund als "Ökozelle"* der Donauinsel auch nach der Fertigstellung des Kraftwerkes zu *erhalten*.

- * Unter der Berücksichtigung der oben genannten Punkte scheint eine *ökologische und ästhetische Bereicherung der Donauinsel* durch die Betreuung bestehender sowie die Anlage und Pflege noch zu schaffender Feuchträume durchaus gegeben. Die unmittelbare Nähe der Lobau sowie der Tote Grund als Kerngebiet einer möglichst geschlossenen Verbundstruktur auf der Donauinsel begünstigen sicherlich die Entwicklung aquatischer und amphibischer Lebensgemeinschaften.

Allgemeine Schlußbemerkungen

- * Trotz der raschen Besiedlung des hier beschriebenen Gewässers soll keineswegs der Eindruck vermittelt werden, daß die Neuanlage von Feuchtgebieten als Allheilmittel gegen Zerstörung und Beeinflussungen von Feuchtgebieten angesehen werden kann. Die *Erhaltung* ursprünglicher, nicht oder nur wenig beeinträchtigter Gewässer muß *Vorrang* im Naturschutz haben. Anzustreben sind Gewässerneuanlagen in erster Linie dort, wo durch unterschiedliche Landnutzungen ein drastischer Schwund an aquatischen Lebensräumen zu verzeichnen ist.
- * Gezielte Gewässeranlagen können die Verbreitung mannigfaltiger Faunenelemente fördern und in ökologisch wertvolle Restlebensräume zurückgedrängte Populationen stärken. Die vorliegende Arbeit soll nicht zuletzt einen Impuls zur Einbeziehung des Artenschutzes in eine möglichst *ökologisch orientierte Stadtplanung und -entwicklung* geben. Hier kann es vor allem von Bedeutung sein, ökologisch wertvolle Zonen am Stadtrand mit möglicherweise geeigneten Flächen im Siedlungsgebiet zu vernetzen (vgl. dazu z. B. THIESMEIER, 1992).
- * Planung, Anlage und Pflege sind anhand entsprechender *Nachfolgeuntersuchungen* zu bewerten; Erfahrungen aus derartigen Studien lassen sich auch als Grundlage für vergleichbare, zukünftige Projekte umsetzen.
- * Wirkungsvolle Maßnahmen zum Schutz von Tiergruppen setzen ein umfangreiches Wissen über deren Ökologie, Populationsdynamik sowie über deren Gefährdungsursachen voraus. Dementsprechend ist auch im Sinne eines effektiven Naturschutzes und einer erfolgreichen Landschaftsplanung die Forderung nach verstärkter *naturschutzorientierter Forschung* zu stellen. Hier sind einerseits die bereits bestehenden Kenntnisse über Zielarten der Naturschutzpraxis (wie z. B. Amphibien und Libellen) zu erweitern; andererseits sollten weitere Faunenelemente mit möglichst differenzierten Habitatansprüchen Gegenstand der Forschung sein, um deren ökologische Ansprüche als Leitlinie in Planungsprozesse einfließen zu lassen.

9 LITERATUR

- AMMER, U. & U. PRÖBSTL (1991): Freizeit und Natur – Probleme und Lösungsmöglichkeiten einer ökologisch verträglichen Freizeitnutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- ARNDT, U., W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987): Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ASKEW, R.R. (1988): The Dragonflies of Europe. Harley Books, Colchester.
- BANSE, W. & G. BANSE (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. Ber. ANL 9: 33 – 36.
- BASTIAN, H. V. & T. KELLER (1987): Untersuchungen über die Amphibien von zwei künstlich angelegten Kleingewässern im Landkreis Konstanz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 263 – 277.
- BAUMGARTNER, C. et al. (1992): Donaukraftwerk Wien-Freudenau – Auswirkungen der Hauptbaustelle auf die Amphibien der Donauinsel. Poster im Rahmen des Symposiums FlußUferÖkologie in Krems, 10.–13.6.1992.
- BERMANN, M. (1880): Alt- und Neu-Wien. Geschichte der Kaiserstadt und ihrer Umgebungen. A. Hartleben's Verlag, Wien, Pest, Leipzig.
- BEUTLER, H. (1985): Freilanddaten zur Koexistenz von Aeshnidenlarven. Ent. Nachr. Ber. 29: 73 – 76.
- BLAB, J. (1979): Amphibienfauna und Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 54: 3 – 7.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Kilda-Verlag, Greven, 3. Aufl.
- BLAB, J. (1988): Bioindikation und Naturschutzplanung – Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. Natur und Landschaft 63 (4): 147 – 149.
- BLAB, J. (1990): Zum Indikatorpotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32 (Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen): 121 – 134.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotop-schutzes für Tiere. Kilda-Verlag, Greven, 4. Aufl.
- BORSUTZKI, H. (1990): Libellen und Amphibien in einem Wiedervernäsungsgebiet des Donaumooses. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 99: 113 – 127.
- BROCKHAUS, T. (1992): Beurteilung von Gewässern in der Stadt Chemnitz auf der Grundlage der Bioindikation. Natur und Landschaft 67 (3): 91 – 99.

- CHOVANEC, A. (1991): Bioindikation im aquatischen Bereich – Erfahrungen aus Österreich. VDI-Bericht 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 2. VDI-Verlag, Düsseldorf: 1095 – 1109.
- CHOVANEC, A. (1992): The influence of tadpole swimming behaviour on predation by dragonfly nymphs. *Amphibia-Reptilia* 13: 341 – 349.
- CHOVANEC, A. (1993): Beitrag zur Emergenz von *Ischnura elegans* (Vander Linden)(Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* (in Druck).
- CHOVANEC, A. & S.E. ENDEL (1990): Ökologische Ansprüche von Amphibien und Libellen als Richtlinie für die Planung von Feuchtgebieten. *Landschaft + Stadt* 22 (1): 26 – 32.
- CHOVANEC, A., U. GOLDSCHMID & S.E. WANZENBÖCK-ENDEL (1991): Planungsbezogene Bioindikatoren für strukturelle Vielfalt aquatischer Lebensräume. VDI-Berichte 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 2. VDI-Verlag, Düsseldorf: 1111 – 1122.
- CHOVANEC, A. & U. GOLDSCHMID (1992): Anlage aquatischer Ersatzlebensräume innerhalb städtischer Erholungsgebiete – Nutzungskonflikte und Management am Tritonwasser in Wien. *Naturschutz und Landschaftspflege* 24 (3): 97 – 99.
- CHOVANEC, A. & S.E. WANZENBÖCK-ENDEL (1992): Das Tritonwasser – ein neuer Lebensraum für Libellen? *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* Band 8 (in Druck).
- CLAUSNITZER, H.-J. (1980): Hilfsprogramm für gefährdete Libellen. *Natur und Landschaft* 55 (1): 12 – 15.
- CLAUSNITZER, H.-J., P. PRETSCHER & Eb. SCHMIDT (1984): Rote Liste der Libellen (Odonata). In: Blab, J. et al.: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag, Greven, 4.Aufl.: 116 – 118.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1991): Gestaltung und ökologische Entwicklung von Seen. Schriftenreihe des DVWK, Heft 95.
- DIDION, A. & K. HANDKE (1989): Zum Einfluß der Nutzung und Größe von Weihern und Teichen im Saarbrücker Raum auf die Artenvielfalt der Libellen. *Natur und Landschaft* 64 (1): 14 – 17.
- ENDEL, S.E. (1989): Wanderaktivität und Populationsstruktur von *Pelobates fuscus* (Amphibia: Anura) auf der Donauinsel (Wien). Diss. Univ. Wien.
- ENDEL, S.E., A. CHOVANEC & W. BURESCH (1989): Planungsgrundlagen für die Anlage eines Feuchtbiotops auf der Donauinsel. unveröff. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Stadt Wien.
- FISCHMANN, L. & G. GILNREINER (1986): Wettbewerb für Donauraum, Stromlandschaft und Kraftwerk. *Der Aufbau* 6: 314 – 334.
- GEPP, J. (1983): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.

- GLANDT, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern. *Natur und Landschaft* 64 (1): 9 – 13.
- GOLDSCHMID, U. & C. GRÖTZER (1993): Innovation Grün – Lebensräume von Menschenhand. Ein wasserbauliches Arbeitsbuch. Bohmann Verlag, Wien (in Druck).
- GRABHERR, G. et al. (1992): Vegetationsökologische Projektstudie "Donauinsel". Praktikumsarbeit von Studenten der Abteilung Vegetationsökologie und Naturschutzforschung an der Universität Wien in Zusammenarbeit mit der Magistratsabteilung 45 der Stadt Wien.
- GRILLITSCH, B., H. GRILLITSCH, M. HÄUPL & F. TIEDEMANN (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreichs. Facultas-Verlag, Wien.
- GROSSE, W.-R. (1984): Zur Biotopwahl des Laubfrosches *Hyla arborea arborea* L. *Hercynia* 21 (3): 258 – 263.
- HALBWACHS, G. & U. ARNDT (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation. VDI-Berichte 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 1. VDI-Verlag, Düsseldorf: 7 – 15.
- HERZIG, A. (1991): Neuschaffung von Feuchtgebieten – Die Problematik aus limnologischer Sicht. In: Öko-Text 5/91: Feuchtgebiete – Erhaltung, Neuanlage und Gestaltung: 181 – 189.
- HOLLNAICHER, M. & H. RAHMANN (1990): Bioindikation für kleinere Stehgewässer auf der Basis faunistischer Untersuchungen. *Ökologie & Naturschutz* 3 (Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer): 183 – 204.
- JANAUER, G.A., S. ENDEL, U.H. HUM-PESCH, H.-P. KOLLAR, R. KOLLAR, J. WARINGER & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1986): Vorschläge für die ökologische Gestaltung des Stauraumes Wien. *Wasser und Abwasser* 30: 595 – 626.
- JUNGWIRTH, M., O. MOOG & S. SCHMUTZ (1990): Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthofauna anhand von Fallbeispielen. *Landschaftswasserbau* 10: 193 – 234.
- JUNGWIRTH, M. et al. (1991): Restrukturierungsprojekt Melk – gewässerökologische Begleituntersuchungen. Wasserwirtschaftskataster/Forschungsarbeiten, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- JÜRGING, P. et al. (1991): Stützkraftstufe Landau a. d. Isar – Entwicklung der Pflanzen – und Tierwelt in den ersten 5 Jahren. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 24, München.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KÖNIG, A. (1990): Ökologische Einnischungsstrategien von vier Arten der Gattung *Sympetrum* (Anisoptera: Libellulidae). *Libellula* 9(1/2): 1 – 11.

- LAISTER, G. (1991): Mitteilung zur Exuvienbestimmung von *Sympetrum sanguineum* (MÜLLER, 1764), *S. vulgatum* (LINNAEUS, 1758) und *S. striolatum* (CHARPENTIER, 1840) (Anisoptera: Libellulidae). *Libellula* 10 (3/4): 123 – 130.
- MARTENS, A. (1983): Besiedlung von neugeschaffenen Kleingewässern durch Libellen (Insecta: Odonata). *Braunschw. Naturk. Schr.* 1 (4): 591 – 601.
- MARTENS, A. (1991): Kolonisationserfolg von Libellen an einem neu angelegten Gewässer. *Libellula* 10 (1/2): 45 – 61.
- MICHLMAYR, F., F. SONNTAG, S. BAUER, F. LEBETH, G. WEBER & W. SCHIEL (1985): Bauen am, für und gegen das Wasser. *Wien aktuell*, Heft IV: VI – VIII.
- MICHLMAYR, F. & U. GOLDSCHMID (1990): Die Donau. *Perspektiven*, Jänner 1990: 12 – 20.
- MOORE, N.W. (1991): The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: a 27 year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom. *Odonatologica* 20 (2): 203 – 231.
- OTT, J. (1991): Die Odonatenfauna der Kiesgrube "Schleusenloch" bei Ludwigshafen (Insecta: Odonata). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 6: 609 – 645.
- PFADENHAUER, J., F.L. TWENHÖVEN, B. QUINGER & S. TEWES (1985): Trittbelastung an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 45: 1 – 80.
- PINTAR, M. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auengebieten der Wachau. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 126: 77 – 96.
- PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 32 (Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen): 187 – 199.
- PRETSCHER, P. (1976): Hinweise zur Gestaltung eines Libellengewässers. *Natur und Landschaft* 51 (9): 249 – 251.
- RAHMANN, H., K. ZINTZ & M. HOLLNACHER (1988): Oberschwäbische Kleingewässer – Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 56: 1 – 212.
- RIECKEN, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen – Eine Einführung. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 32 (Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen): 9 – 26.

- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. *Natur und Landschaft* 63 (9): 370 – 373.
- SCHIEMER, F., K. WAGNER & L. SCHRATT (1987): Limnologische Kriterien für die Gestaltung und das Management des geplanten Nationalparks Donau–Auen. Gutachten im Auftrag der Nationalparkplanung Donau–Auen. Wien.
- SCHIEMER, F., M. JUNGWIRTH & G. IMHOF et al. (1991): Status der Fischfauna der Donau in Österreich. Auswirkungen unterschiedlichen Ausbaus der Donau aus fischökologischer Sicht. Studie des Nationalpark–Institutes Donau–Auen im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- SCHIEMER, F., T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2497 – 2500.
- SCHLUMPRECHT, H. & I. STUBERT (1989): Nutzung lokaler Vorbilder bei Artenhilfsmaßnahmen – am Beispiel der Neuschaffung von Libellengewässern. *Natur und Landschaft* 64 (9): 393 – 397.
- SCHMIDT, E. (1982): Odonaten–Zöno–sen kritisch betrachtet. *Drosera* '82 (1): 85 – 90.
- SCHMIDT, E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1983: 131 – 136.
- SCHMIDT, E. (1984): Möglichkeiten und Grenzen einer repräsentativen Erfassung der Odonatenfauna von Feuchtgebieten bei knapper Stichprobe. *Libellula* 3 (1/2): 41 – 49.
- SCHMIDT, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonate species (RSO)". *Odonatologica* 14 (2): 127 – 133.
- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologische Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. *Schr.–R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 29: 281 – 289.
- SCHNEIDER, E. (1990): Die Nutzung kleinerer Stehgewässer für Freizeit und Tourismus. *Ökologie und Naturschutz* 3 (Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer): 395 – 403.
- SCHWEIGER, E. (1990): Halbquantitative Bestandsaufnahme der Libellen und Kartierung ihrer repräsentativen Gesellschaften. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Stadt Wien.
- SPANG, W.D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Natur und Landschaft* 67 (4): 158 – 161.
- SPITZER, R. (1990): Die Kanalisierung der Wiener Flüsse. Perspektiven, Jänner 1990: 4 – 9.

- STARK, W. (1981): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten der Steiermark (Odonata). Steir. Naturschutzber. 1981, Sonderheft Nr. 3: 59 – 62.
- STARK, W. (1982): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten des Burgenlandes (Ins., Odonata). Natur u. Umwelt Burgenland 5 (1+2): 21 – 23.
- STARMÜHLNER, F. & F. EHRENDORFER (1972): Naturgeschichte Wiens. Band II: Naturnahe Landschaften, Pflanzen- und Tierwelt. Jugend und Volk, Wien, München.
- THIELCKE, G. (1987): Bestand, Wanderverhalten und Gewichte der Amphibien in zwei für den Naturschutz wiederhergestellten Teichen im Naturschutzgebiet Mindelsee. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 235 – 262.
- THIESMEIER, B. (1992): Amphibien und Reptilien im Ballungsraum Ruhrgebiet – Artenschutz als integrierter Bestandteil einer ökologischen Stadtplanung. LÖLF-Mitteilungen 1/92: 35 – 41
- TIEDEMANN, F. (1990): Lurche und Kriechtiere Wiens. J & V Edition, Wien.
- TUNNER, H.G. (1991): Locomotory behaviour in water frogs from Neusiedlersee (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. Proceedings of the 6th SEH meeting, Budapest (in Druck).
- WARINGER, J.A. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). Natur und Landschaft 64 (9): 389 – 392.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., R. LENGAUER, E. SCHWEIGER & C. SLAPA (1986): Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich). Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 124: 115 – 120.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & J.A. WARINGER (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Vertebraten, Amphibien). Arch. Hydrobiol. Suppl. 84 (1): 73 – 94.
- WELLINGHORST, R. & W. MEYER (1982): Untersuchungen zur Struktur von flachen Kleingewässern als Larvalbiotope für Odonaten. Zool. Jb. Syst. 109: 545 – 568.
- WILDERMUTH, H. (1991): Libellen und Naturschutz – Standortanalyse und programmatische Gedanken zu Theorie und Praxis im Libellenschutz. Libellula 10 (1/2): 1 – 35.
- WILDERMUTH, H. & A. KREBS (1983): Sekundäre Kleingewässer als Libellenbiotope. Vjschr. Naturf. Ges. Zürich 128 (1): 21 – 42.
- YAMAGUCHI, M. (1973): Dragonfly-fauna encountered at an artificially made pond. Tombo XVI (1/4): 24 – 25.
- YAMAGUCHI, M. (1975): The Odonate fauna established at an artificially prepared pond in Heirinji Temple Forest. Tombo XVIII (1/4): 21 – 22.

FOTOTEIL



Bild 1

Die Donau bei Wien präsentierte sich vor der großen Donauregulierung (Durchstich; 1870 – 1875) als stark mäandrierender Strom. Alte Kartendarstellungen vermitteln einen Eindruck dieser beeindruckenden Flußlandschaft (Josephinische Landesaufnahme; 1:28.800; 1772–1782; Original: Österreichisches Staatsarchiv).

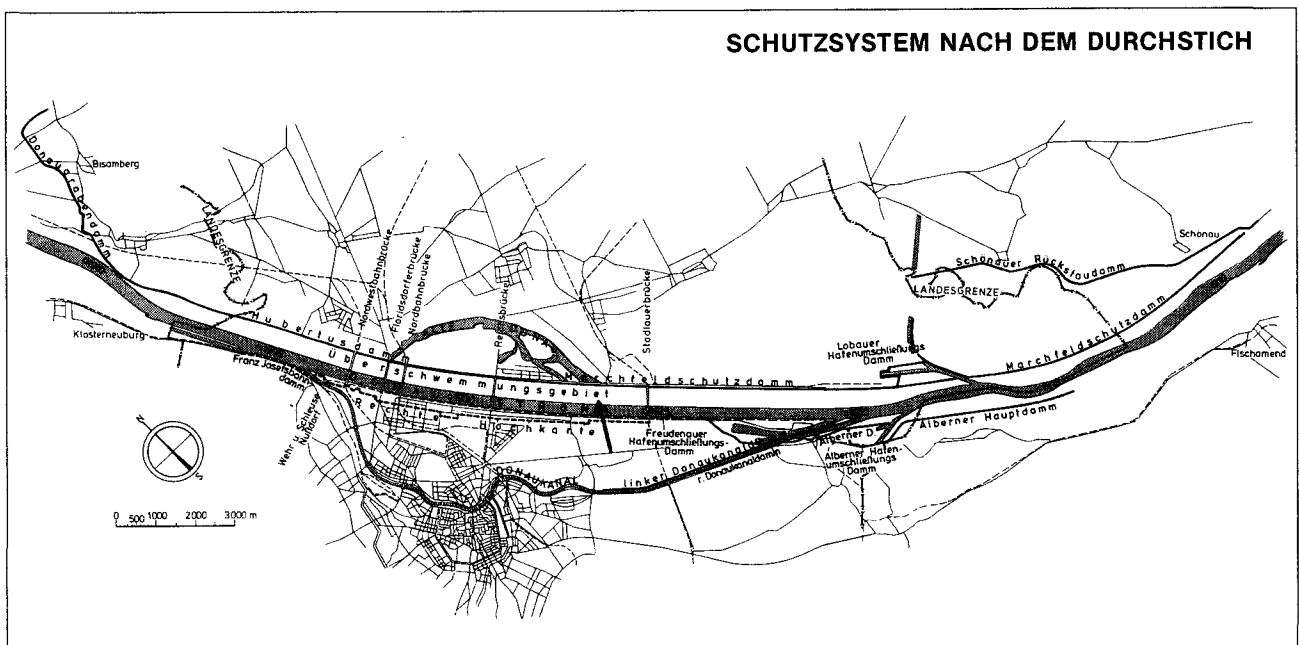


Bild 2

Mit dem Durchstich änderte sich der Charakter des Flusses im Wiener Bereich durch den gestreckten Verlauf und die Errichtung der Dämme grundlegend. Diese Anlagen waren für eine Hochwassermenge von $11.700 \text{ m}^3/\text{s}$ bemessen. Der Pfeil markiert die Lage des Stürzwassers (früher Tritonwasser). Dieser Ausee stellte vor Errichtung der Dämme den südlichsten Teil der Alten Donau dar (Abb. aus: MA 45, 1986, Donauhochwasserschutz Wien).

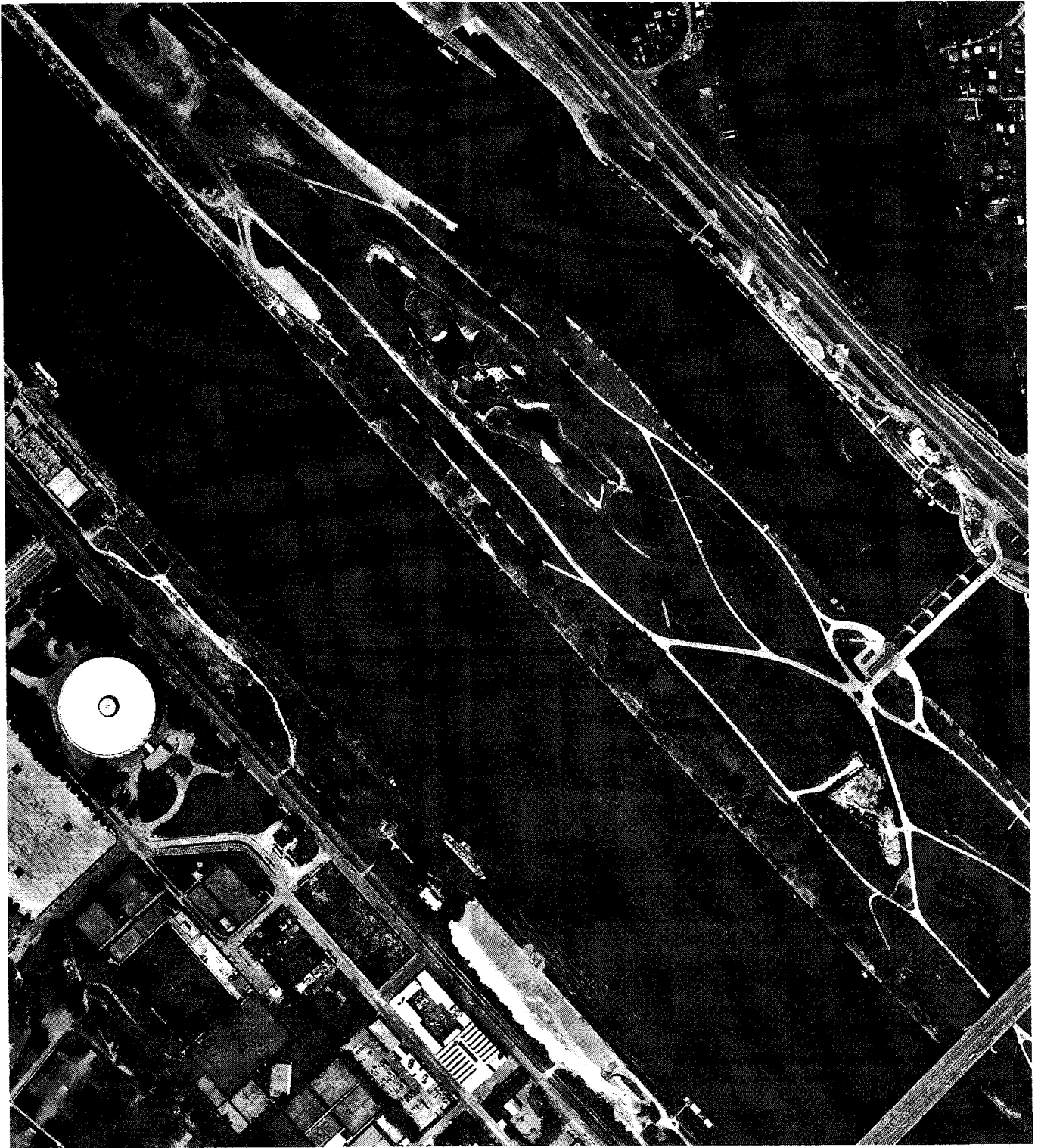


Bild 3

Lage und Umriss des "heutigen" Tritonwassers auf der Donauinsel (oberhalb: Neue Donau mit Wehr 1; unterhalb: Donau). Aus der Aufnahme sind auch die das Gewässer teilweise umgebenden Gehölzbestände zu erkennen, die durch Pflanzungen geschlossen wurden. Links: Dusikastadion; rechts unten: Praterbrücke; rechts oben: Alte Donau (vervielfältigt mit Genehmigung des BEV, Zl. L 70035/92). Die Errichtung des Entlastungsgerinnes und der Donauinsel (Bemessung $14.000 \text{ m}^3/\text{s}$) in den 70er und 80er Jahren sowie des Donaukraftwerkes Freudenu in den 90er Jahren stellen die größten Beeinflussungen der Wiener Donaulandschaft im 20. Jahrhundert dar.



Bilder 4, 5

*Bau des Tritonwassers
im Jahr 1989.*

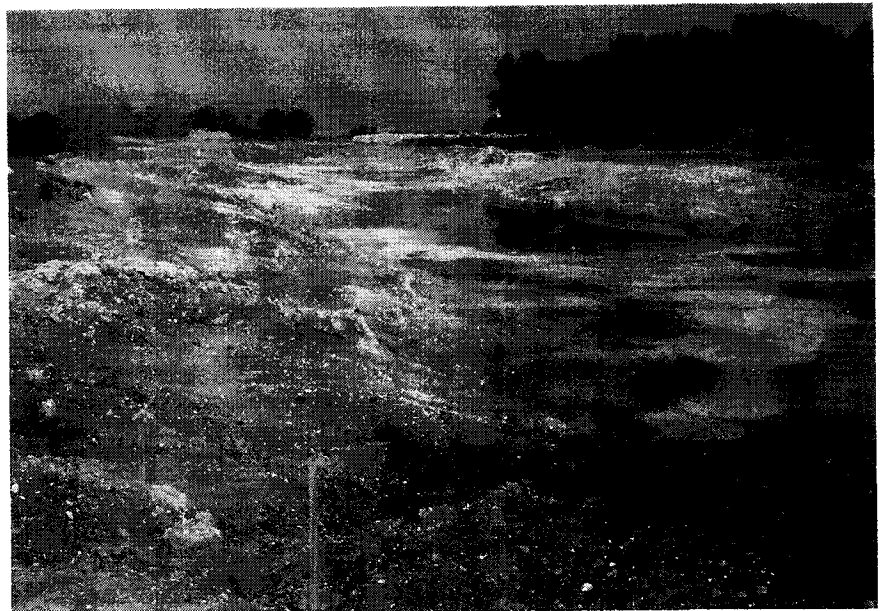


Bild 6

*Bereits im ersten Jahr des
Bestehens (1990) entwickelte
sich eine dichte Ruderalvege-
tation.*

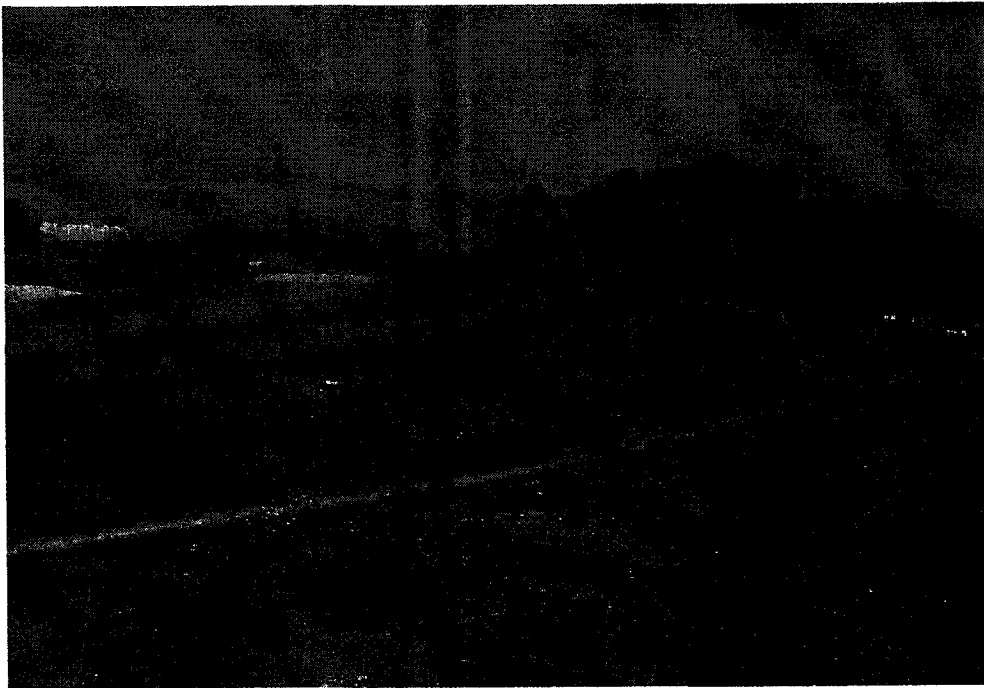


Bild 7

Um eine möglichst schnelle Schließung des Bestandes zu erreichen, wurden weite Bereiche der Uferregion im ersten Jahr (1990) beregnet. Am rechten Rand des Bildes ist die Neue Donau zu erkennen.

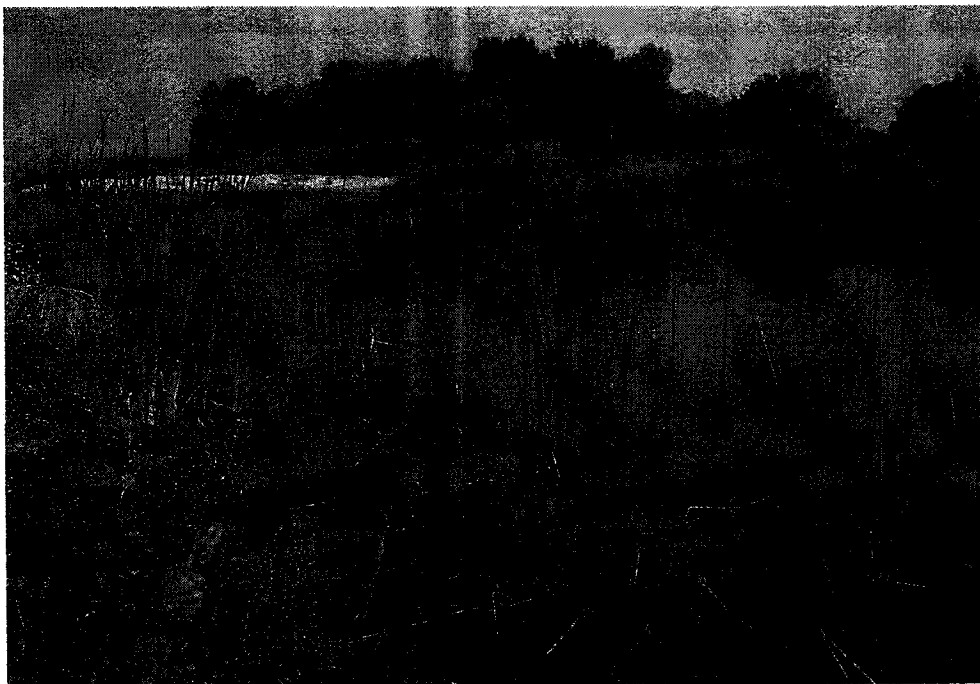
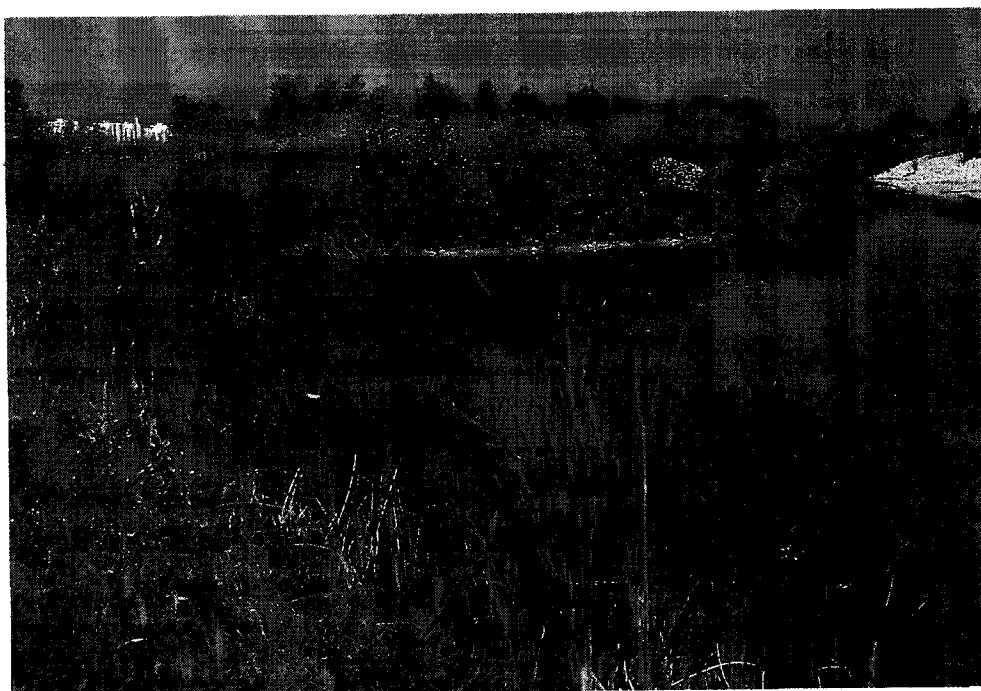


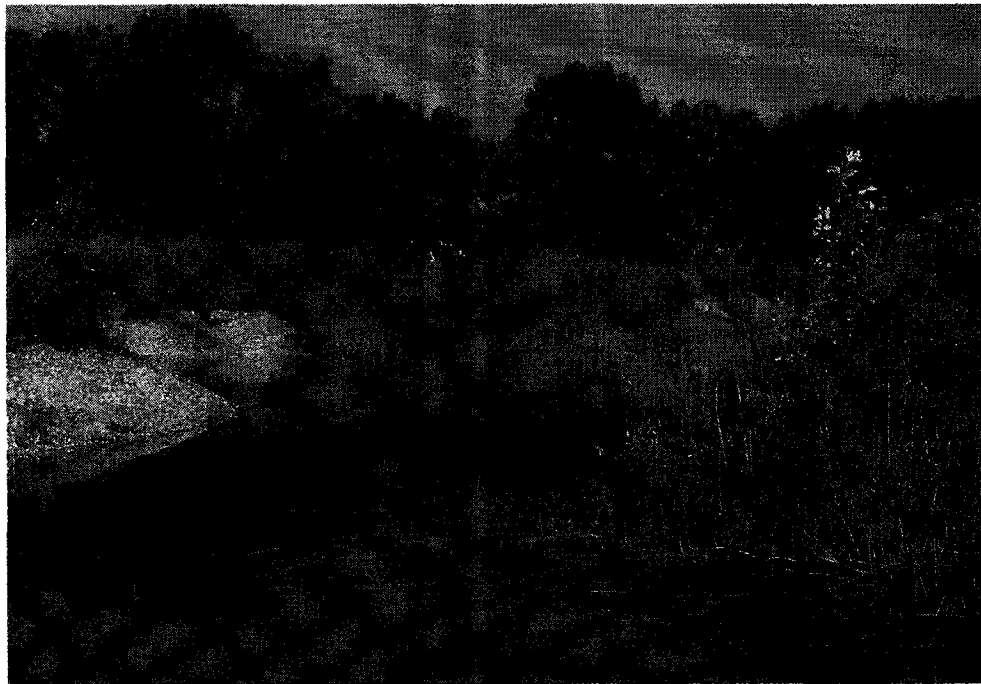
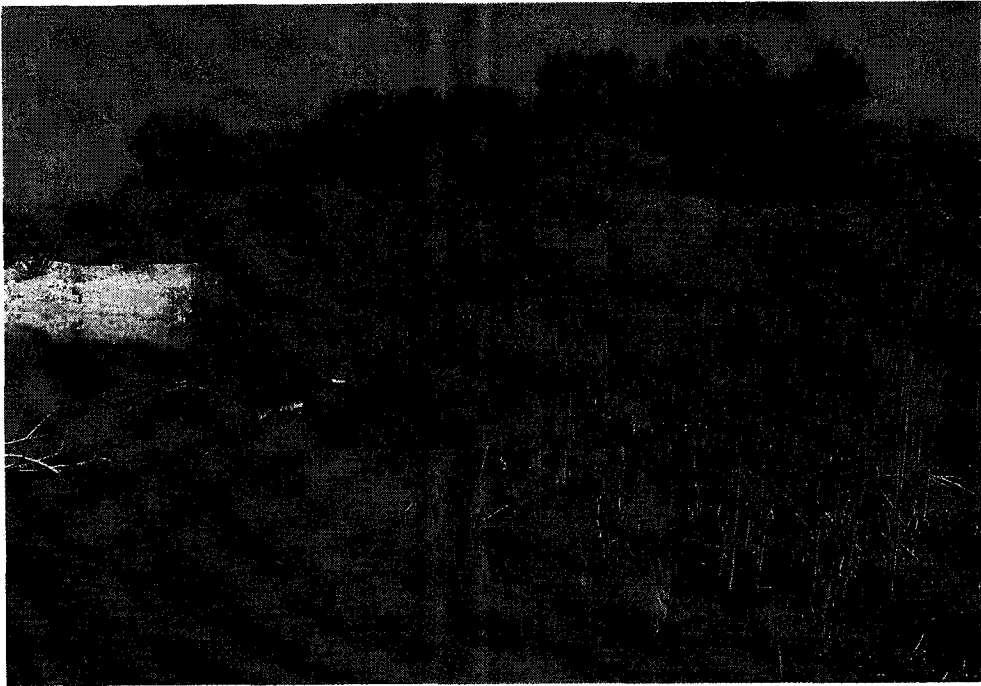
Bild 8

*Pflanzungen von *Schoenoplectus lacustris* (Gemeine Teichbinse) und *Typha angustifolia* (Schmalblättriger Rohrkolben) am Tritonwasser (1990).*



Bilder 9, 10

Die rasche Entwicklung der Makrophytenbestände stellt eine wesentliche Voraussetzung für die Ansiedlung einer artenreichen Stillwasserzönose dar (Bild 9: 1991; Bild 10: 1992).



Bilder 11, 12
Reich strukturierte Uferbereiche des Tritonwassers (1992).



Bild 13
Alisma gramineum
 (Grasblättriger Froschlöffel).

Bild 14
Iris pseudacorus (Wasser-Schwertlilie).

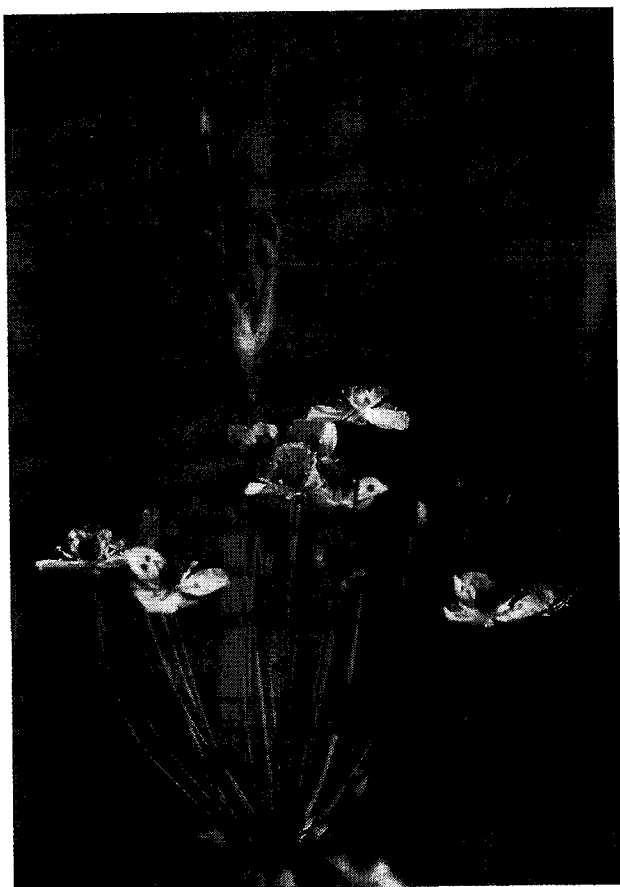


Bild 15
Butomus umbellatus (Schwanenblume).

Bild 16
Nuphar lutea (Gelbe Teichrose).

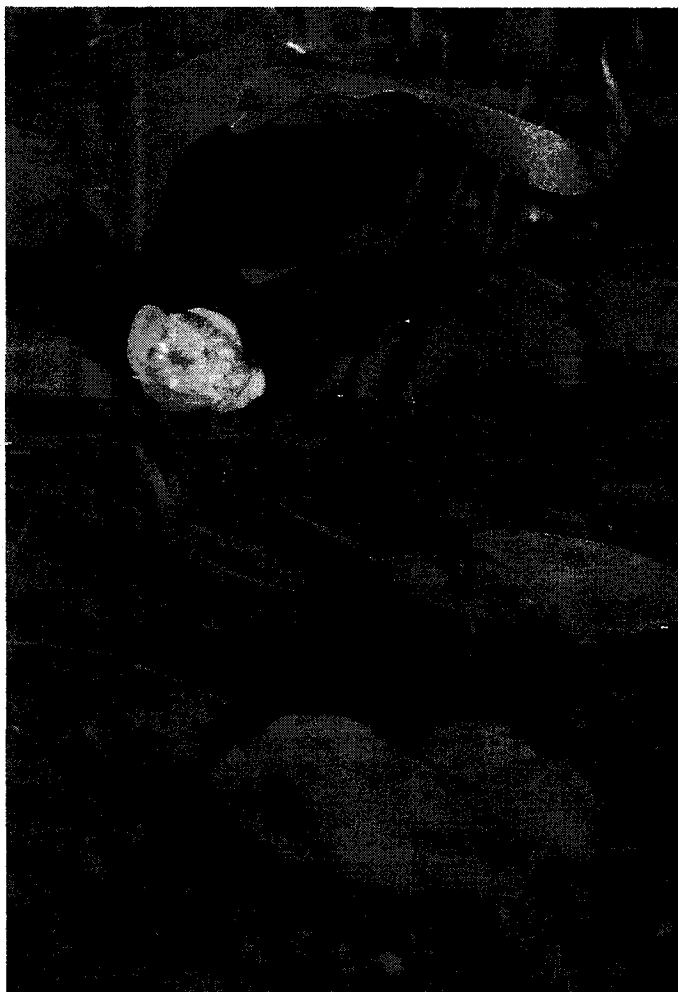


Bild 17
Nymphaea alba (Weiße Seerose).





Bild 18
Makrophytenreicher Uferbereich am Süden der Insel.

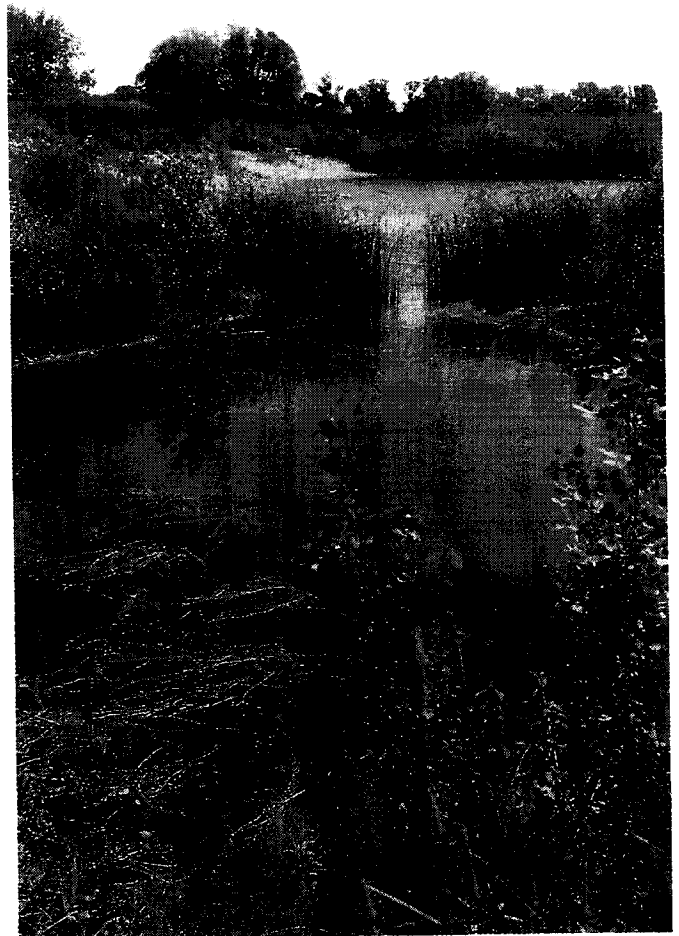


Bild 19
Vom Hauptgewässer isolierte Bucht des Tritonwassers.



Bild 20

*Die im Jahr 1991 nachgewiesenen Rotbauchunken (*Bombina bombina*; Adulte und Larven) wurden ausschließlich in dieser Bucht gefunden.*



Bild 21

*Subadulte *Bombina bombina* (Rotbauchunke).*



Bilder 22, 23

*Ein noch spärlich bewachsener, sehr flacher Uferabschnitt im Norden der Insel stellte im Jahr 1992 das Haupt-Laichgebiet für *Bufo viridis* dar.*



Bilder 24, 25
Rana ridibunda (Seefrosch).



Bild 26

Die schotterigen Uferabschnitte des Tritonwassers sind für zahlreiche Donauinselbesucher attraktive Flächen zur Ausübung diverser Freizeitaktivitäten. Mountain-Bike-Fahrer und Badende bedeuten für die Entwicklung des Gewässers eine starke Beeinträchtigung.

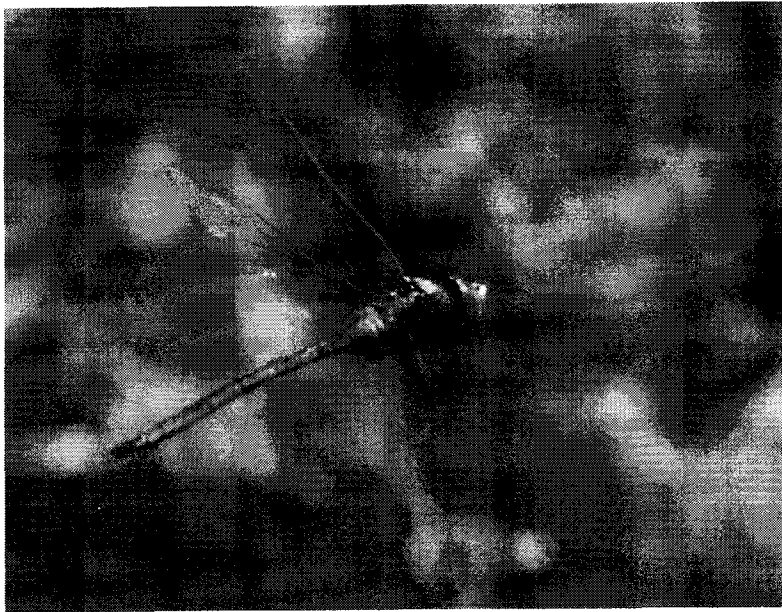
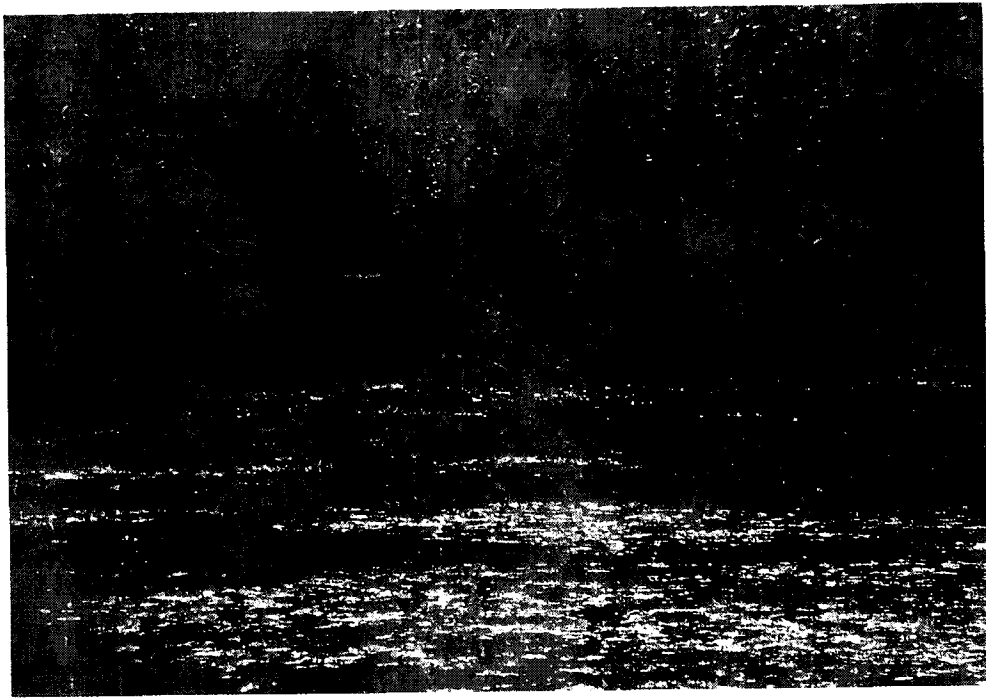


Bild 27

*Diese Zonen haben allerdings speziell für Pionierarten wesentliche ökologische Funktionen. Beispielsweise wählt *Orthetrum cancellatum* (Großer Blaupfeil) derartige Bereiche bevorzugt als Platz zum Sonnen.*



Bilder 28, 29, 30
*Schlupf von *Orthetrum cancellatum*.*



Bilder 31, 32, 33

*Strukturierte Uferzonen und flutende Makrophyten (vor allem *Potamogeton perfoliatus*) stellten wesentliche Voraussetzungen für die Besiedlung des Tritonwassers durch *Anax imperator* (Große Königslibelle) dar.*



Bild 34

Paarungsrad von Ischnura elegans (Große Pechlibelle). Diese Art war in jedem der drei Beobachtungsjahre nachweisbar und baute in diesem Zeitraum eine enorm große Population am Tritonwasser auf.

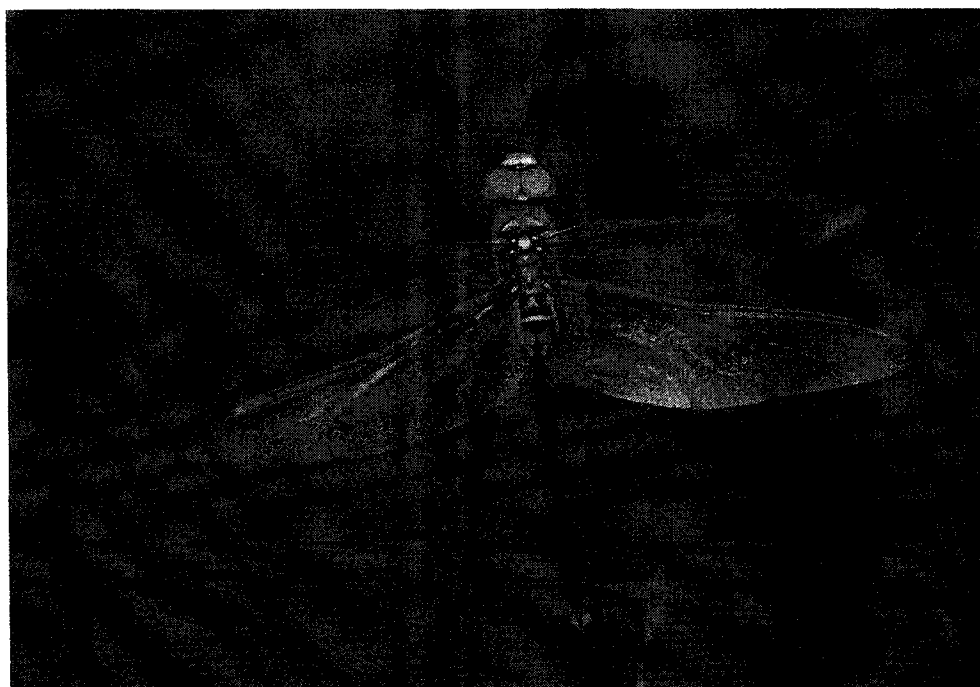
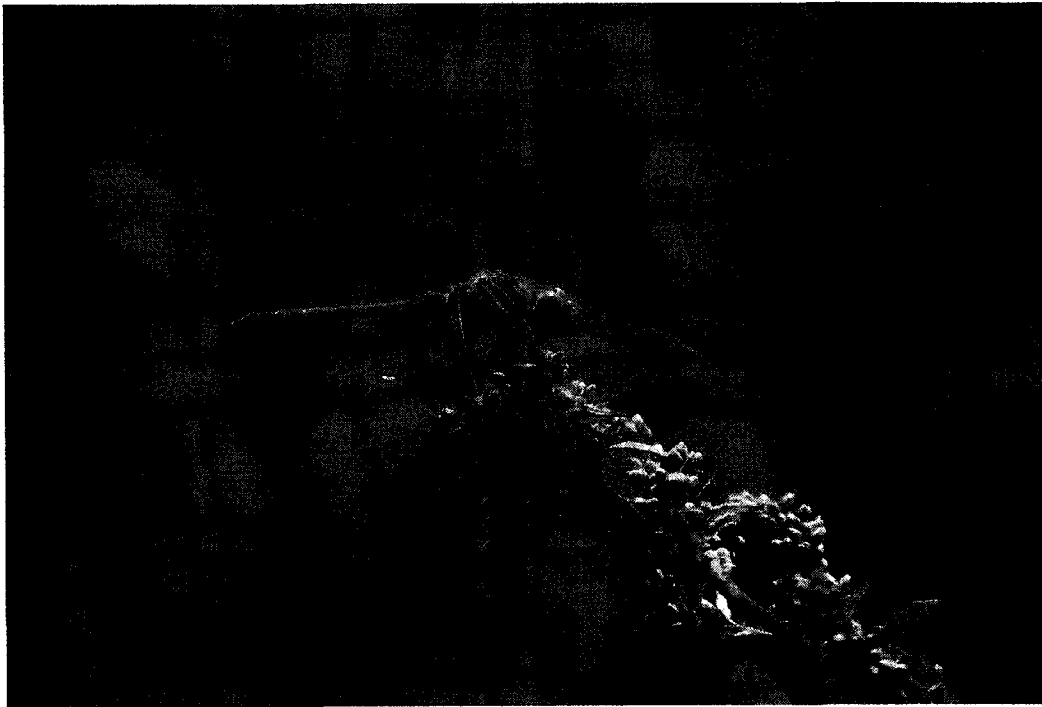


Bild 35

Besonders erfreulich war das starke Auftreten von Anax parthenope (Kleine Königslibelle) im Jahr 1992.



Bilder 36, 37, 38
Annähernd waagrechter Schlupf von Ischnura elegans.



Bilder 39, 40
Sympetrum vulgatum (Gemeine Heidelibelle).