Wechselwirkung zwischen anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt der Stadt Wien am Beispiel von Kohlenstoff, Stickstoff und Blei

Renate Paumann
Richard Obernosterer
Paul H. Brunner

Im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien
MA 22 - Umweltschutz

Wien, im Dezember 1997

Ausgearbeitet von:
Mag. Renate Paumann
Dipl.-Ing. Richard Obernosterer
o.Univ.Prof.Dr. Paul H. Brunner

Projektleitung:
Mag. Renate Paumann

Grafik und Layout:
Inge Hengl

Impressum:
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Abteilung Abfallwirtschaft
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226.4
Tel.: +43 1 58 801 - 3196 (Sekr.)
Fax.: + 43 1 504 22 34
E-Mail: aws@awsunix.tuwien.ac.at
www: http://awsunix.tuwien.ac.at

Kurzfassung

Die Ziele vorliegender Arbeit waren es, auf Basis bestehender Studien den anthropogenen und den natürlichen Güter- und Stoffhaushalt der Stadt Wien mit Hilfe des Instrumentes Stoffflußanalyse zu erfassen und zu verknüpfen, zukünftige Umweltproblem zu erkennen und in ersten Ansätzen Bewertungskriterien für einen ressourcenschonenden und langfristig umweltverträglichen urbanen Güter- und Stoffhaushalt zu definieren.

Die Anthroposphäre Wiens (Infrastruktur, private und öffentliche Haushalte) wächst mit 1 % bis 3 % jährlich. Die nicht bebaute Fläche nimmt jährlich um 0,4 % ab, die pflanzliche Biomasse in den Wäldern Wiens um 0,7 % zu.

In der Anthroposphäre werden Stoffe rund 10 mal mehr angereichert als in der Umwelt Wiens. Der jährliche Zuwachs in der Anthroposphäre beträgt 1,1 % bis 3 % bei Kohlenstoff, 1 % bis 2 % bei Stickstoff und 0,5 % bis 1,5 % bei Blei.

Die Stickstoff- und Bleimengen im Boden inklusive Vegetation wachsen infolge der Ablagerung von Luftschadstoffen (vor allem trockene Deposition) aber auch der Aufbringung von Dünger mit 0,3 % (Stickstoff) und 0,1 % (Blei) jährlich. Das Kohlenstofflager im Boden inklusive Vegetation nimmt infolge des Zuwachs pflanzlicher Biomasse im Wald mit 0,3 % jährlich zu. Die größte Stoffanreicherung in Wien stellt der Zuwachs an Stickstoff im Grundwasser dar (3,3 % jährlich). Die Hauptursache dafür ist der Stickstoffeintrag aus landwirtschaftlich genutzten Böden.

Anhand der Ergebnisse der Stoffflußanalysen werden die Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt (Emissionen, Ressourcen) bewertet. Als Bewertungskriterien für Emissionen wurden 1) der sogenannte ‘Risk-Assessment-Faktor’, der das Verhältnis von toxikologischen Grenzwerten zu gemessenen oder mit Hilfe der Stoffflußanalyse berechneten Konzentrationen in Umweltmedien darstellt und 2) der ‘Geogene-Referenz-Faktor’, der das Verhältnis von anthropogenen zu natürlichen Stoffflüssen darstellt, gewählt. Ein Bewertungskriterium für Ressourcen stellt der Selbstversorgegrad (Autarkiegrad) der Stadt Wien im bezug auf Ressourcen (z.B. Energieträger, Trinkwasser) dar.

Im Jahresmittel liegen der ‘Risk-Assessment-Faktor’ für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in der Wiener Luft und in der Donau < 1, das bedeuted, daß toxikologische Grenz- und Richtwerte (z.B. Imissionsrichtlinie Fließgewässer, TA-Luft) in Wien nicht überschritten werden. Der ‘Geogene-Referenz-Faktor’ zeigt jedoch, daß anthropogene Emissionen rund 10 bis 800 mal größer sind als vergleichbare Stoffflüsse eines ‘natürlichen Ökosystems’. Dies macht deutlich, daß die Einhaltung von Grenzwerten in Umweltkompartimenten, die ein hohes Verdünnungspotential (rascher Austausch von Luft und Wasser) haben, nicht als alleiniger Maßstab für die Umweltverträglichkeit von Emissionen geeignet ist. Vielmehr müssen auch die gesamten Emissionsfrachten anhand geogener Referenzflüsse bis zur letzten ‘Senke’ (z.B. Schwarzes Meer für Emissionen in die Donau) bewertet werden. Sowohl der im Rahmen

dieser Arbeit erhobene Risk-Assessment-Faktor als auch der Geogene-Referenz-Faktor ergeben eine Priorität der Maßnahmen für N > Pb > C in der Luft und C > N > Pb im Abwasser.

Die Stadt Wien ist bei den betrachteten Ressourcen Energieträger, Trinkwasser und Verdünnungsvolumen für Abwässer vom Umland abhängig, der 'Autarkiegrad' liegt somit < 100 %. Er beträgt bei Energieträger im Jahr 1993 6,4 % und stammt im wesentlichen aus brennbaren Abfällen. Die Berechnung eines 'Zukunftsszenarios' zeigt, daß beispielsweise eine verstärkte Nutzung von Holz des Wienerwaldes den Autarkiegrad für Energieträger nur wenig steigern könnte (+ 0,1 %). Würde jedoch die in Wien vorhandene Ressource 'Solarstrahlung' genutzt, und würde eine Einsparung des Energieverbrauches um rd. 2,5 % erfolgen, könnte der Autarkiegrad auf rund 34 % erhöht werden. Damit könnte eine Einsparung der Kohlendioxidemissionen um 3,3 Mio t CO_2 jährlich, das sind 37 % der derzeitigen CO_2-Emissionen Wiens, erzielt werden.

Auch bei Wasser ist Wien vom Umland abhängig. Nur rund 17 % des im Jahr 1991 gebrauchten Wassers stammen aus eigener Förderung (Grundwasser), der Rest wird importiert.

Die größte Abbhängigkeit vom Hinterland ist jedoch im bezug auf Emissionen gegeben. Der jährliche Nettogebietsniederschlag Wiens, das ist der Niederschlag minus der Verdunstung, beträgt nur 2,4 % des 'Kritischen Verdünnungsvolumens' für Abwässer, das ist jene Wassermenge, die benötigt würde, um die Wiener Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiemissionen, die in die Donau gelangen bis unter den Grenzwert zu verdünnen.

Eine Stadt wird im bezug auf benötigte Ressourcen immer bis zu einem gewissen Prozentsatz vom Umland abhängig sein. Die Entwicklung eines regionalen Nachhaltigkeitskonzeptes für die Stadt Wien setzt die Einbeziehung des Umlandes voraus. Ziel muß es sein, eine Region (Stadt und Umland) ähnlich einem 'natürlichen Ökosystem' zu definieren, in dem Güter- und Stoffkreisläufe zwischen Anthroposphäre und Umwelt so gestaltet werden, daß die Fähigkeit zur Selbstregulation bewahrt bleibt.

Inhaltsverzeichnis

1 EINFÜHRUNG 1

2 ZIELSETZUNG UND FRAGESTELLUNG 2

3 METHODIK 3

3.1 Stoffflußanalyse 3
3.1.1 Systembeschreibung 3
3.1.2 Datenerfassung 11

3.2 Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt 21
3.2.1 Wechselwirkungen zwischen Anthroposphäre und Umwelt 21
3.2.2 Die Stoffflußanalyse - eine Bereicherung für das Umweltmonitoring? 21
3.2.3 Bewertungskriterien für Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt 22

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION 29

4.1 Stoffflußanalyse 29
4.1.1 Güterhaushalt 29
4.1.2 Stoffhaushalt 34

4.2 Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt 46
4.2.1 Bewertungskriterien für Emissionen und Ressourcen 46
4.2.2 Wien auf dem Weg zu einer ‘Nachhaltigen Stoffbewirtschaftung’ 49

5 SCHLUßFOLGERUNGEN 58

6 ZUSAMMENFASSUNG 60

6.1 Methodik 60

6.2 Ergebnisse und Diskusssion 61

6.3 Schlußfolgerungen 66

7 LITERATURVERZEICHNIS 69

8 GLOSSAR 75

1 Einführung

Städte sind der Lebensraum der Zukunft. Aus diesem Grund muß ihr Stoffwechsel nach den Zielen ‘langfristige Umweltverträglichkeit’ und ‘optimale Rohstoffnutzung’ ausgerichtet werden. Diese Ziele können nur dann erreicht werden, wenn Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt erfaßt, verknüpft und bewertet werden.

Eine Reihe von Studien [Baccini & Bader 1996; Baccini & Brunner 1991; Beer et al., 1991; Kaas et al., 1994; Glenck et al., 1995] belegen, daß die Methodik der Stoffflußanalyse[1] ein geeignetes Werkzeug darstellt, um den Stoffhaushalt von Regionen zu erfassen und Veränderungen in Anthroposphäre und Umwelt (z.B. Anstieg von Schadstoffen) frühzeitig erkennen zu können. Aufbauend auf den Ergebnissen der Stoffflußanalyse können Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt (z.B. Emissionen, Ressourcen) bewertet werden. Die Stoffflußanalyse stellt somit ein Hilfsinstrument für die Disziplinen ‘Umweltmonitoring’ und ‘Nachhaltigkeitsforschung’ dar.

Im Jahr 1996 wurden in Zusammenarbeit zwischen der Technischen Universität Wien und dem Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien in zwei Pilotstudien der anthropogene und der natürliche Stoffhaushalt der Stadt Wien erfaßt [Daxbeck et al., 1996; Maier et al., 1996]. Beide Studien zu verbinden, das heißt, Wechselwirkungen zwischen Anthroposphäre und Umwelt zu quantifizieren und zu bewerten stellt einen weiteren Schritt und ein Ziel vorliegender Arbeit dar. Parallel zu dieser Arbeit ist die Stadt Wien Untersuchungsgegenstand in einem internationalen Forschungsprojekt über die Bedeutung der Stoffflußanalyse für politische Entscheidungsprozesse [Obernosterer et al., 1997]. Damit wird der Übergang zwischen der Identifizierung von Umweltproblemen und deren Lösung durch Setzen von politischen Maßnahmen hergestellt.

[1] Definition siehe Glossar

2 Zielsetzung und Fragestellung

Zielsetzung dieser Arbeit ist es, den anthropogenen und den natürlichen Stoffhaushalt der Stadt Wien anhand von *Kohlenstoff, Stickstoff* und *Blei* zu verknüpfen. Als Basis dienen dabei Arbeiten über den anthropogenen und über den natürlichen Stoffhaushalt der Stadt Wien [Daxbeck et al., 1996; Maier et al., 1996]. Im Rahmen dieser Arbeit sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Bedeutung hat der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien im Vergleich zum natürlichen Stoffhaushalt?
- Wie kann eine Verknüpfung zwischen anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt durchgeführt und die Wechselwirkungen zwischen menschlichen Aktivitäten und natürlicher Umwelt aufgezeigt werden?
- Lassen sich vom Ist-Zustand Prognosen erstellen? Aufbauend auf diesen Prognosen sollen Vorschläge für eine aktive Stoffbewirtschaftung von Kohlenstoff, Stickstoff und Blei erbracht werden.

3 Methodik

Das Kapitel Methodik besteht aus zwei Hauptteilen. Im ersten Teil (Pkt. 3.1) wird die Vorgangsweise bei der Erfassung des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleihaushaltes der Stadt Wien mit dem Instrument 'Stoffflußanalyse' [Baccini & Brunner, 1991] beschrieben. Im zweiten Abschnitt (Pkt. 3.2) werden die Kriterien angeführt, nach denen der anthropogene mit dem natürlichen Stoffhaushalt verknüpft und die Wechselwirkungen bewertet werden.

3.1 Stoffflußanalyse

Der erste Schritt bei der Erstellung einer Stoffflußanalyse besteht in der Formulierung des zu erreichenden Zieles und der daraus abgeleiteten Fragestellungen. Der zweite Schritt besteht in der Systembeschreibung. Diese Systembeschreibung gliedert sich einerseits in die Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen und andererseits in die Identifizierung der relevanten Prozesse, Güter und Stoffe. Sie wird in vorliegender Arbeit durch die Beschreibung der nutzungsbezogenen Flächenaufteilung Wiens ergänzt. Im dritten Schritt wird mit dem vorhandenen Wissen eine erste provisorische Bilanz des Güter- und Stofffhaushalts anhand rasch verfügbarer Daten erstellt. Die provisorische Bilanz stellt eine wesentliche Hilfe für den vierten Schritt, die Erstellung eines Untersuchungs- und Meßprogrammes, dar. Sie zeigt, wo und an welchen Stellen zusätzliche Erhebungen oder Messungen mit welcher Genauigkeit notwendig sind. Mit den Ergebnissen des Untersuchungs- und Meßprogrammes wird im fünften Schritt die endgültige Güter- und/oder Stoffbilanz ermittelt. Der sechste und letzte Schritt besteht in der Darstellung der Resultate.

3.1.1 Systembeschreibung

3.1.1.1 Flächenaufteilung und umweltbezogene Kennzahlen Wiens

Eine Aufstellung der an eine bestimmte Bodennutzung gekoppelte Fläche Wiens erschien aus mehreren Gründen notwendig. Die unterschiedlich genutzten Flächen 'beherbergen' unterschiedliche Ökosysteme mit unterschiedlichen Güter- und Stoffhaushalt. Von versiegelten Flächen wird beispielsweise weniger Wasser verdunstet, als von vegetationsbedeckten Flächen (siehe Tabelle 3-5). Dies ist einer der Gründe dafür, daß im Schnitt urbane Gebiete eine bis zu 10 % geringere Luftfeuchtigkeit und eine bis zu 1,5 °C höhere Umgebungstemperatur im Vergleich zum Umland aufweisen [Wittig, 1991]. Zweitens stellt die nutzungsbezogene Fläche einen wichtigen Parameter der Raumplanung dar und ist somit für die nachhaltige Regionalentwicklung von Bedeutung [Obernosterer et al., 1997].

Die Flächenanteile der Bodennutzungsklassen Wiens wurden von [Maier et al., 1996] im Detail erhoben und bilden die Basis für die Flächenaufteilung in Tabelle 3-1.

Tabelle 3-1: Flächenaufteilung Wiens nach Bodennutzungsklassen [Maier et al., 1996]

BODENNUTZUNGSKLASSEN WIENS	**1000 m^2**	**%**
Versiegelte Flächen	**13.0160**	**31.4**
Versiegelte Fläche der Wirtschaft u. Verkehr (IGDV)	78.160	18.8
Versiegelte Fläche privater Haushalt (PHH)	52.000	12.6
Unversiegelte Flächen	**284.790**	**68.6**
Unversiegelte Urbane Fläche	113.320	27.3
Landwirtschaftliche Fläche	72.830	17.6
Forstwirtschaftliche Fläche	78.970	19.0
Oberflächengewässer	19.670	4.7
Gesamt	**414.950**	**100.0**

IGDV: beinhaltet die versiegelte Flächen von Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen, Verkehr, Lagerplätzen, Parks und Grünanlagen, Brachen, Land- und Forstwirtschaft
PHH: beinhaltet die versiegelten Flächen von Wohnen mit Garten, Wohnmischgebieten, Kleingärten
Unversiegelte Urbane Fläche: beinhaltet die nicht versiegelten Flächen von Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen, Verkehr, Lagerplätze, Parks und Grünanlagen, Brachen sowie Wohnen mit Garten, Wohnmischgebiete, Kleingärten
Landwirtschaftliche Fläche: beinhaltet die nicht versiegelte landwirtschaftliche Fläche
Forstwirtschaftliche Fläche: beinhaltet die nicht versiegelte forstwirtschaftliche Fläche
Oberflächengewässer: beinhaltet stehende und fließende Oberflächengewässer

Rund 30 % der Wiener Fläche sind versiegelt. Von den versiegelten Flächen Wiens nimmt ein Großteil die versiegelte Fläche von Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen und Verkehr ein. Rund 70 % der Fläche Wiens ist unversiegelt, es werden 19 % forstwirtschaftlich, 18 % landwirtschaftlich, 27 % urban (z.B. Parks) genutzt. Die Oberflächengewässer nehmen 4,7 % der Wiener Fläche ein.

Kennzahlen der Wiener Umwelt sind in Tabelle 3-2 angeführt. Die Angaben beziehen sich auf das Jahr 1991.

Tabelle 3-2: Umweltbezogene Kennzahlen Wiens ([MA 66, 1994; Maier et al., 1994; 1996]) bezogen auf das Jahr 1991

Parameter	Einheit	Wert
Klima		
mittlere Temperatur	° C	10.0
min / max Temperatur	° C	-15.9 / 33.9
jährlicher Niederschlag	1000 m^3/a	264.000 (= 638 mm/a)
Atmosphäre (500 m)		
mittlerer jährlicher Luftdurchsatz	Mio t/a	1.400.000
Luftlager	Mio t	254
Hydrosphäre		
Durchfluß Donau	1000 m^3/a	51.400.000
Durchfluß Liesing	1000 m^3/a	12.000
Durchfluß Wienfluß	1000 m^3/a	4.800
Lager Oberflächengewässer	1000 m^3	44.800
Lager Grundwasser	1000 m^3	216.000
Pedosphäre und Vegetation		
Lager Boden (50 cm)	1000 t	199.000
Lager Vegetation	1000 t	4.300

3.1.1.2 Systemgrenzen

Als *zeitliche* Systemgrenze wurde das Jahr 1991, als *horizontale* Systemgrenze die politische Grenze Wiens angenommen [analog Daxbeck et al., 1996; Maier et al., 1996]. Eine *vertikale* Begrenzung bildet nach oben hin der Luftraum. Hierfür wurde die 500 m dicke unterste Schicht der Atmosphäre, die sogenannte Planetare Grenzschicht gewählt. Da auch das Umweltkompartiment Boden einer Bilanzierung unterzogen wurde, war es nötig eine *vertikale* Systemgrenze in einer bestimmten Bodentiefe zu ziehen. Für den Wiener Boden wurde eine mittlere vertikale Ausdehnung von 50 cm angenommen (siehe auch Pkt. 3.1.1.3 - Definition ‘Boden’).

3.1.1.3 Stoff- und Prozeßauswahl

Stoffauswahl

Als Indikatorstoffe zur Beschreibung des anthropogenen und natürlichen Stoffhaushaltes wurden *Kohlenstoff*, *Stickstoff* und *Blei* gewählt [analog Daxbeck et al., 1996; Maier et al., 1996]. Der Grund für die Auswahl dieser Stoffe liegt im folgenden begründet:

Kohlenstoff ist ein wichtiger Bestandteil und Strukturträger in vielen anthropogenen Gütern (Holz, Papier, Kunststoff, etc.). Kohlenstoff nimmt sowohl in der anthropogenen (z.B. Verbrennung) als auch in der natürlichen Energieumsetzung (z.B. Atmung) eine zentrale Position ein. Ein Großteil des anthropogenen (Infrastruktur) und des natürlichen Lagers (Vegetation) besteht aus Kohlenstoff.

Stickstoff stellt neben Phosphor einen Hauptnährstoff der Biosphäre dar. In dicht besiedelten Gebieten werden große Frachten an Stickstoff mit der Abluft und dem Abwasser emittiert.

Blei wird in dicht besiedelten Gebieten im Vergleich mit den natürlichen Hintergrundkonzentrationen in Boden, Wasser und Luft in hohem Ausmaß von der Anthroposphäre freigesetzt (Verbrennung, Abwasser). Blei ist wegen seiner neurotoxischen Wirkung und dissipativen Verteilung in der Umwelt von besonderem Interesse.

Prozeßauswahl

Ein wesentlicher Grund der Einteilung der Prozesse in *versiegelte* und *unversiegelte* Fläche sowie Luft und Wasser liegt in dem Umstand begründet, daß eine Prozeßaufstellung ähnlich der im Umweltmonitoring betrachteten Umweltkompartimente 'Luft', 'Wasser' und 'Boden' erfolgen sollte. Dadurch wird es möglich, verschiedene Bewertungskriterien gegenüberzustellen (siehe Pkt. 4.2). Eine Unterteilung der unversiegelten Bodenfläche in land-, forstwirtschaftlicher und urbaner Boden (inklusive Vegetation) war durch deren unterschiedliche Nutzungsarten und den daraus resultierenden unterschiedlichen Import- und Exportflüssen notwendig.

Das System 'Anthroposphäre und Umwelt Wiens' wurde in 13 Prozesse gegliedert. Versiegelte Flächen der Anthroposphäre stellen die Prozesse ***'Industrie - Gewerbe - Dienstleistungen und Verkehr (IGDV)'***, '***Privater Haushalt (PHH)', 'Abfallsammlung', 'Abwassersammlung', 'Abwasserreinigungsanlage', 'Müllverbrennungsanlage'*** und ***'Deponie'*** dar. Die Definition dieser Prozesse ist in [Daxbeck et al., 1996] angeführt. Die Umweltprozesse wurden in ***'Planetare Grenzschicht', 'Oberflächengewässer', 'Grundwasser'*** sowie unversiegelter ***'land-, forstwirtschaftlicher*** und ***urbaner Boden'*** (inklusive der sich darauf befindlichen Vegetation) unterteilt. Diese Prozesse sind im folgenden Abschnitt definiert.

Prozeß ***'Planetare Grenzschicht'***

Der Prozeß ***'Planetare Grenzschicht'*** umfaßt die Atmosphäre bis zu einer Höhe von 500 m. Diese Region eignet sich gut für die Beschreibung vieler atmosphärischer Reaktionsabläufe [Beer et al., 1990].

Unter den Prozessen '***landwirtschaftlicher'*** sowie ***'forstwirtschaftlicher Boden (inklusive Vegetation)'*** wurde der land- und forstwirtschaftliche Boden bis zu einer Tiefe von 50 cm sowie die sich darauf befindliche Vegetation bilanziert. Warum wurde die Systemgrenze bei 50 cm Bodentiefe gewählt? Als 'Boden' wird im ökologischen Sinn der „oberste Teil der Erdkruste, der nach unten durch festes oder lockeres Gestein, nach oben durch eine Pflanzendecke oder Luftraum begrenzt wird" definiert [Blume, 1990]. Der Bodenkörper besteht aus

Mineralien und dem Humus, der durch abgestorbene Pflanzen und Tiere sowie Huminstoffe gebildet wird. Für die Tiefgründigkeit dieser Bodenschicht kann für den Wiener Raum eine mittlere vertikale Ausdehnung von 50 cm angenommen werden [Maier et al., 1996]. Dabei ist zu beachten, daß in den folgenden Abschnitten unter 'Boden' nur jener Anteil der Fläche Wiens verstanden wird, der obiger Definition entspricht. Der Untergrund von versiegelten Flächen liegt außerhalb der gewählten Systemgrenze und wurde nicht bilanziert. Lebende Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln gehören zwar per Definition nicht zum Boden, sind in den Bodenprozessen aber inkludiert. Der Grund dafür liegt darin, daß Mikroorganismen des Bodens eine zentrale Rolle bei Umsetzungsreaktionen (z.B. Abbau von organischem Material, Stickstofffixierung) einnehmen.

Prozeß ***'Urbaner Boden und Vegetation'***

Dieser Prozeß umfaßt den gesamten unversiegelten Boden (inklusive der Vegetation), der nicht land- oder forstwirtschaftlich genutzt wird (siehe Tabelle 3-2). Die nicht versiegelten Straßenbegleitflächen wurden beispielsweise gänzlich dem Prozeß **'Urbaner Boden und Vegetation'** zugeordnet, da sie sich zu > 99 % in diesem Prozeß befinden [Maier et al., 1996]. Der Prozeß **'Urbaner Boden und Vegetation'** befindet sich in räumlicher Nähe zu den Prozessen **'PHH'** und **'IGDV'**. Beispielsweise ist die versiegelte Fläche eines Einfamilienhauses im Prozeß **'PHH'**, der dazugehörige Garten im Prozeß **'Urbaner Boden und Vegetation'** inkludiert.

Prozeß ***'Oberflächengewässer'***

Im Prozeß **'Oberflächengewässer'** wurden die Fließgewässer Donau (Donaustrom, Donaukanal), 'Wienfluß' und 'Liesing' mit einbezogen. Als mehr oder weniger stehende Gewässer sind die 'Alte Donau' und die 'Neue Donau' sowie die übrigen stehenden Gewässer berücksichtigt. Bilanziert wurde der Wasserkörper und die darin enthaltenen Schwebstoffe.

Prozeß ***'Grundwasser'***

Der Prozeß '**Grundwasser'** inkludiert die Grundwasservorkommen des links- und rechtsufrigen Donaubereiches. Dazu zählen die Grundwassergebiete des Wienflusses und der Liesing, das linke und rechte Donaukanalufer sowie die linksufrige Donauniederung.

3.1.1.4 Teilbilanzen und Gesamtbilanz der Anthroposphäre und Umwelt Wiens

Alle Stoffflüsse des Systems sind an die 'Förderbänder' Wasser und Luft sowie an den anthropogenen Gütertransport (Produktions- und Konsumgüter, Energieträger, Abfall) gebunden. Aus diesem Grund wurden in dieser Arbeit zwei Teilbilanzen, nämlich ein 'Teilbilanz Wasserhaushalt' und ein 'Teilbilanz anthropogene Güter und Luft' erstellt. Beide Teilbilanzen sind im Gesamtsystem 'Anthroposphäre und natürliche Umwelt Wiens' zusammengefaßt.

Teilbilanz Wasserhaushalt

Die Teilbilanz Wasserhaushalt (Abbildung 3-1) umfaßt einerseits die Flüsse des natürlichen Wasserhaushaltes. Dazu zählen unter anderem der jährliche Wasserdurchsatz in den Oberflächengewässer, Gebietsniederschlag und -verdunstung, Sickerwasser des Bodens und Oberirdischer Abfluß. Andererseits beinhaltet diese Teilbilanz die Wasserflüsse der Anthroposphäre. Dazu zählen im wesentlichen der Import von Trinkwasser sowie der Export von Abwasser.

Teilbilanz Haushalt der anthropogenen Güter und Luft

Die Teilbilanz Haushalt der anthropogenen Güter und Luft (Abbildung 3-2) umfaßt einerseits die natürlichen Luftflüsse. Dazu zählt im wesentlichen der jährliche Luftdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht sowie Fixierungs- und Freisetzungsflüsse aus Pedosphäre und Vegetation (z.B. CO_2-Fixierung durch die Vegetation, CO_2-Freisetzung durch tierische und mikrobielle Respiration, mikrobielle Stickstofffixierung und -freisetzung). Auf der anderen Seite sind in dieser Teilbilanz die anthropogene Abluft und die Flüsse des anthropogenen Gütertransports (Ressourcen- und Abfalltransport) erfaßt.

Gesamtsystem Anthroposphäre und Umwelt Wiens

Das Gesamtsystem Anthroposphäre und natürliche Umwelt Wiens besteht aus den vier Prozessen ‘Anthroposphäre’, ‘Hydrosphäre’, ‘Pedosphäre und Vegetation’ sowie ‘Planetare Grenzschicht’ (Abbildung 3-3). Es beinhaltet die wesentlichen Flüsse des Wasser- und Lufthaushaltes sowie des Ressourcen- und Abfalltransportes der Stadt Wien.

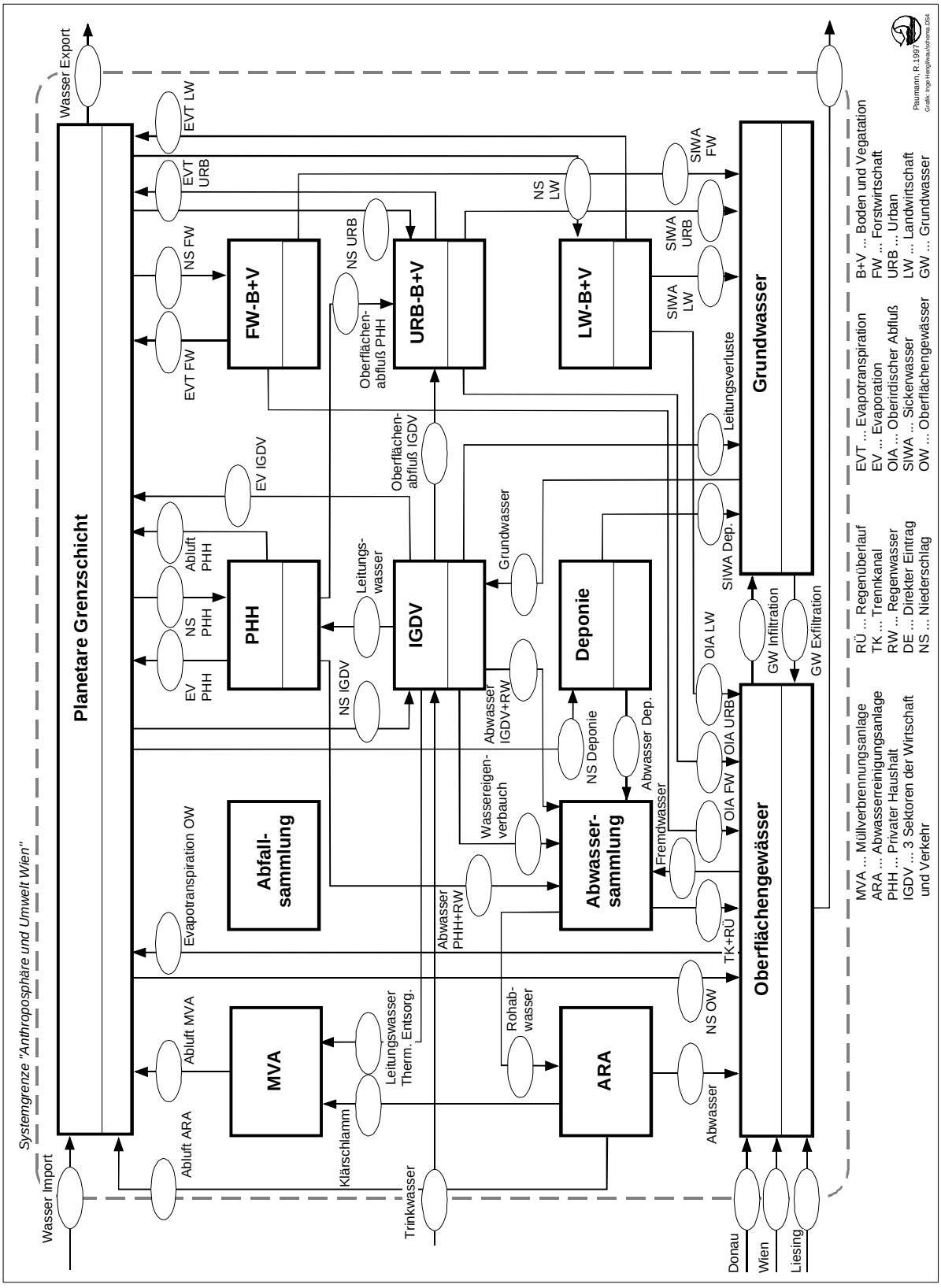

Abbildung 3-1: Teilbilanz Wasserhaushalt

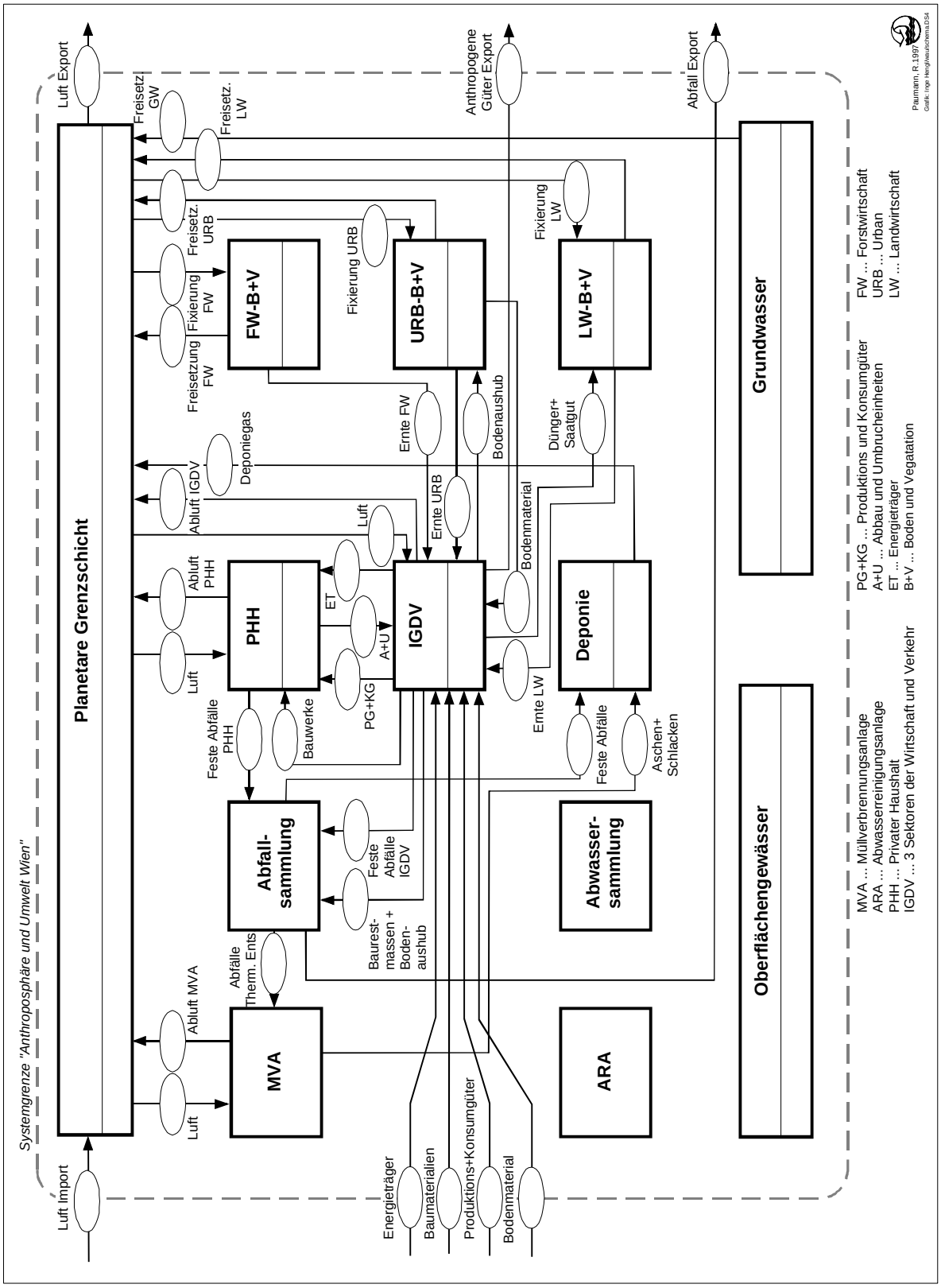

Abbildung 3-2: Teilbilanz Haushalt der anthropogenen Güter und Luft

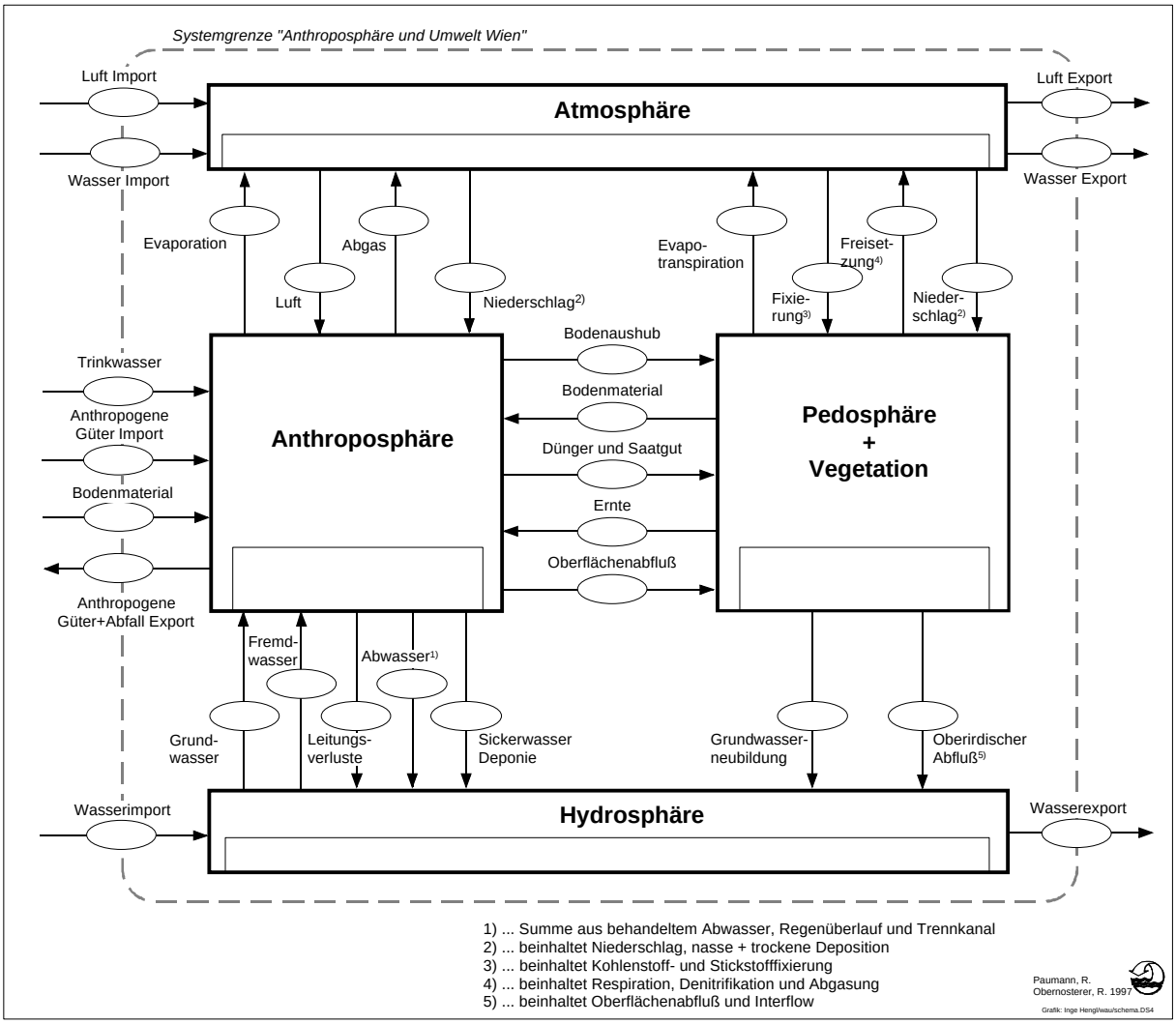

Abbildung 3-3: Gesamtsystem Anthroposphäre und natürliche Umwelt Wien

3.1.2 Datenerfassung

Ziel dieser Arbeit war es, eine Verknüpfung zwischen Anthroposphäre und Umwelt Wiens auf Basis bestehender Arbeiten [Maier et al., 1996; Daxbeck et al., 1996] durchzuführen. Die Datenbasis reichte jedoch nicht aus, die Zielsetzung dieser Arbeit zu erfüllen. Aus diesem Grund mußten weitere Datenerhebungen durchgeführt werden. Die Vorgehensweise die dabei gewählt wurde, ist in den folgenden Abschnitten beschrieben. Alle anderen in dieser Arbeit verwendeten Zahlen wurden den beiden Basisarbeiten entnommen.

Eine Datenerfassung war ursprünglich nur auf stofflicher Ebene geplant. Da es sich im Laufe der Arbeit jedoch herausstellte, daß eine vollständige Stoffbilanzierung nur auf Grundlage einer ausgeglichenen Güterbilanz möglich ist, wurden auch Güterbilanzen erstellt. Für einige wichtige Flüsse in der Umwelt (z.B. Deposition, Denitrifikation) ist die Datenlage jedoch nur auf stofflicher Ebene gegeben.

Prozeß ***'Planetare Grenzschicht'***

Güter- und Stofflager

Das Luftlager der Planetaren Grenzschicht (500 m) beträgt 250 Mio t, das *Kohlenstoff*lager 38.000 t und das *Stickstoff*lager 190 Mio t [Maier et al., 1996]. Die Bleikonzentration der Wiener Luft lag im Jahr 1991 bei 157 ng Pb/m^3 [MA 22, 1991]. Es errechnet sich ein Bleilager der Planetaren Grenzschicht von 39 kg.

Güter- und Stoffflüsse

Flüsse '*Luftimport'* und *'Luftexport'*

Der jährliche Luftdurchsatz in der Planetaren Grenzschicht Wiens (500 m) beträgt $1{,}4.10^{12}$ t/a. Der jährliche *Kohlenstoff*durchsatz beträgt 216 Mio t C/a, der jährliche *Stickstoff*durchsatz $1{,}1.10^{12}$ t N/a [Maier et al., 1996]. Der jährliche Bleidurchsatz in der Planetare Grenzschicht liegt unter Annahme einer durchschnittlichen ruralen Bleikonzentration von 65 ng Pb/m^3 [Meyer, 1991] bei 77 t Pb/a.

Fluß '*Wasserimport'* und *'Wasserexport Planetare Grenzschicht'*

Der mittlere Wassergehalt der Planetaren Grenzschicht (500 m) beträgt bei einem Jahresmittel der Lufttemperatur von 10 °C und einem für Mitteleuropa typischen relativen Wassergehalt der Luft von 75 % rund 7,5 g/m^3 [Baccini & Bader, 1996]. Es errechnet sich ein Wasserimport von $9{,}9.10^3$ Mio t/a und eine Wasserexport von $9{,}8.\ 10^3$ Mio t/a.

Flüsse *'Anthropogener, Forstwirtschaftlicher, Urbaner und Landwirtschaftlicher Niederschlag und Deposition'*

Der *Gebietsniederschlag* geht von der im Jahr 1991 in Wien gemessene durchschnittlichen Niederschlagsmenge von 638 mm/a [MA 66, 1994] aus. Dies entspricht einer Niederschlagsfracht von 265 Mio m^3/a auf das gesamte Wiener Gebiet. Die *Gebietsverdunstung* stellt die gesamt in Wien verdunstete Niederschlagsfracht (Evaporation, Evapotranspiration, Abluft der Privaten Haushalte) dar. Die Gesamtniederschlagsmenge wurde anteilsmäßig auf die Flächen der Anthroposphäre, des land- forstwirtschaftlichen und urbanen Bodens sowie auf die Oberflächengewässer aufgeteilt. Der stoffliche Niederschlag wird als Deposition bezeichnet (Definition siehe Glossar). Der Anteil von nasser zu trockener Deposition ist je nach betrachteter Verbindung, Oberflächenbeschaffenheit sowie Witterungsverhältnissen verschieden. Da es nicht möglich war, anhand der vorhandenen Literaturangaben eine Aufteilung in 'nasse Deposition' auf den Wasserhaushalt und in 'trockene Deposition' auf den Haushalt der anthropogenen Güter und Luft vorzunehmen, wurde die gesamte Deposition in den Wasserhaushalt aufgenommen.

Kohlenstoff: Die Deposition von Kohlenstoff wurde nicht berücksichtigt, da keine Literaturangaben zur Verfügung standen.

Stickstoff: In der Literatur sind oft nur Angaben über die nasse Deposition oder für eine Auswahl von Verbindungen angegeben (z.B. für die Stickstoffdeposition meist Angaben über NO_3-N und NH_4-N). Von [Maier et al., 1996] wurde eine Stickstoffdeposition auf Wiener Flächen mit 16 kg N/ha.a angenommen. Hierbei wurde der ammonium- und der nitratbürtige Stickstoff (NH_4-N und NO_3-N) berücksichtigt. Nach wissenschaftlichen Erkenntnissen [Cadle et al., 1985; Hales et al., 1987] stellt trocken deponiertes Stickstoffdioxid (NO_2) einen wesentlichen Anteil an der Gesamtdeposition, vor allem in Waldökosystemen, dar. Am Wiener Exelberg erfolgte in den Jahren 1985 bis 87 ein hoher Anteil des gesamten Stickstoffeintrages in form oxidierter Verbindungen [Puxbaum & Rosenberg, 1989].

Tabelle 3-3: Stickstoffdeposition Exelberg [Puxbaum & Rosenberg, 1989]

Deposition	**Verbindungen**	**g/m^2.a**	**%**
trocken	NO_2-N, HNO_3-N, NO_3-N	1,65	48
trocken	NH_3-N NH_4-N	1,15	34
naß	NO_2-N, HNO_3-N, NO_3-N	0,30	9
naß	NH_3-N NH_4-N	0,30	9
Gesamt	**Gesamt-N**	**3,40**	**100**

Auf Waldstandorten muß infolge der Filterwirkung von Nadeln und Blätter ein höherer Anteil der Trockendeposition angenommen werden [Flaig & Mohr, 1996; Blume 1990]. [Glatzel, 1990] nimmt österreichweit eine Gesamtstickstoffdeposition auf Waldstandorte mit 12 bis 49 kg N/ha.a an, wobei 'Wien' und das 'Hausruckviertel' als Belastungszentren ausgewiesen werden. Die durchschnittliche Stickstoffdeposition auf Waldgebiete der BRD in den Jahren 1991 bis 95 wird mit 40 kg N/ha.a angenommen [Isermann, 1997].

Auf Grundlage oben angeführter Literatur wurden im Rahmen vorliegender Arbeit eine Stickstoffdeposition von 3,4 g/m^2.a auf nicht bewaldete Flächen und von 3,4 bis 4,0 g/m^2.a auf Waldflächen angenommen.

Blei: Emittiertes Blei wird großteils in Emittentennähe deponiert, teilweise kann es an in der Luft vorkommende suspendierte Partikel den sogenannten 'Aerosole' gebunden über große Entfernungen transportiert werden. Neben der erhöhten Deposition in Emittentennähe muß auf Waldflächen aufgrund der Filterwirkung von Blätter und Nadeln eine erhöhte Deposition angenommen werden. Der tatsächliche Bleieintrag in Waldökosystemen ist nur überschlagsmäßig ermittelbar [Meyer, 1991; Godt 1988]. Durchschnittlich kann jedoch eine 2 bis 2,5-fach gegenüber der Freiflächendeposition erhöhte Gesamtdeposition angenommen werden [Fiedler & Rösler 1993].

Im Rahmen dieser Arbeit war eine Abschätzung der Bleideposition auf die einzelnen Prozesse notwendig. Von den Gesamtemissionen im Jahr 1991 (25 t Pb/a) stammen 19,2 t Pb/a aus dem Verkehr und 6 t Pb/a aus Verbrennungsprozessen [Daxbeck et al., 1996]. Nach einer Studie des [Department of environmental health engineering, 1978] werden rd. 25 % der

Bleiemissionen an Aerosole gebunden ferntransportiert. Diese Annahme wurde für in Wien emittiertes Blei übernommen.

Wissenschaftliche Untersuchungen haben gezeigt, daß verkehrsbürtiges Blei vor allem auf der Fahrbahn selbst und auf Straßenbegleitflächen innerhalb der angrenzenden 100 m deponiert werden [Blume, 1990; Fiedler & Rösler 1993]. Für verkehrsbürtiges Blei wurde angenommen, daß jener Anteil, der nicht dem Ferntransport unterliegt (75 %) auf die Straßenfläche sowie auf Straßenbegleitflächen neben der Fahrbahn deponiert werden. Straßenbegleitflächen sind teilweise versiegelt (im Prozeß 'IGDV' inkludiert), teilweise unversiegelt (im Prozeß 'Urbaner Boden und Vegetation' inkludiert). Von [Maier et al., 1996] wurde das Flächenausmaß der unversiegelten Straßenbegleitflächen mit 7.040.000 m^2 quantifiziert. Diese Fläche bezieht sich auf jeweils einen Streifen im Ausmaß von 10 m neben dem Fahrbahnrand. Im Rahmen vorliegender Arbeit wurde eine erhöhte Bleideposition bis zu einer Entfernung von 100 m angenommen und der Flächenanteil der unversiegelten Straßenbegleitflächen auf 70.400.000 m^2 erweitert.

Für Bleiemissionen, die aus Verbrennungsprozessen stammen, wurde ebenfalls ein Ferntransport von 25 % aber eine gleichmäßige Deposition auf alle Prozesse angenommen (Ausnahme: erhöhte Deposition auf den Wald). In Anbetracht obiger Annahmen wurden die in Tabelle 3-4 angeführten Depositionsfrachten abgeschätzt.

Tabelle 3-4: Abschätzung der Bleideposition auf Wiener Flächen im Jahr 1991

Prozeß	**1000 m^2**	**mg Pb/m^2**	**t/a**
Versiegelte Fläche IGDV (Straße / übrige vers. Fläche)	47.000 / 31.160	90 / 19	4,9
Versiegelte Fläche PHH	52.000	19	1,0
Forstwirtschaftlicher Boden und Vegetation	78.970	38	3,1
Urbaner Boden u. Vegetation (Straßenbegleitfl. / übrige)	70.400 / 42.920	90 / 19	7,0
Landwirtschaftlicher Boden und Vegetation	72.830	19	1,4
Gewässer	19.670	19	0,4
Gesamt / Durchschnitt	**414.950**	**42,7**	**17,7**

Es besteht eine gute Übereinstimmung von oben abgeschätzten Depositionsfrachten mit Literaturangaben. Die Freiflächendeposition in städtischen Gebieten in der Schweiz in den Jahren 1989 bis 1990 wird mit 117 bis 350 g Pb/ha.a angegeben [Meyer, 1991]. Einen flächenspezifischen Ansatz verwendet [Xanthopoulos, 1995] für die Abschätzung der Bleiemissionen in die Trennkanalisation im Bereich Karlsruhe. Es werden 700 g Pb/ha.a für Verkehrsflächen und 40 g Pb/ha.a für Dach- und Hofflächen angenommen. Die Deposition auf Waldflächen wird von [Fiedler & Rösler, 1993] mit 150 bis 400 g Pb/ha.a beziffert.

Die Bleibelastung der Luft durch den Straßenverkehr ist seit den 90er Jahren aufgrund des Verbots von verbleitem Normalbenzin im Jahr 1985 und dem generellen Verbot von verbleitem Superbenzin im Jahr 1993 in erheblichem Ausmaß gesunken [Kalina et al., 1996]. Im

Bezugszeitraum 1991 betrug der Anteil des verkauften verbleiten zu unverbleiten Benzins 50 %. Für zukünftige Betrachtungen muß der Anteil unverbleiten Benzins mit 100 % angenommen werden (dieses weist einen Bleigehalt von 5 mg Pb/l auf).

Fluß '*Evapotranspiration* und *Evaporation'*
Die Gesamtverdunstung setzt sich zusammen aus 'Evaporation' (Verdunstung von auf Oberflächen - z.B. Dachfläche - auftreffendem Niederschlag), 'Interzeption' (Verdunstung von an Vegetationsoberflächen anhaftendem Wasser) und 'Transpiration' (Verdunstung durch die Spaltöffnungen der Pflanzen) zusammen. Der Grad der Vegetationsdeckung hat einen großen Einfluß auf den Wasserhaushalt von Regionen, da Pflanzen Wasser speichern und verdunsten.

Für die einzelnen Prozesse wurden die in Tabelle 3-5 angeführten Verdunstungsraten angenommen: Es können rund 55 % des Niederschlages auf versiegelte Flächen als abflußwirksam angesehen werden (Zessner, pers. Mit.). Damit ergibt sich eine Verdunstung in der Höhe von 45 % des Niederschlages. Für unversiegelte Flächen können in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung folgende Werte angenommen werden [Hager, 1997b]: Getreide: 40 %, Hackfrüchte: 45 %, Brache: 30 %, Grasfläche: 65 %, Wald: 70 %, Auwald: z.T. > 100 %, Wasserfläche: 75 bis 100 %.

Rund 60 % der landwirtschaftlichen Fläche Wiens werden für den Getreide- und Hackfrüchteanbau, rd. 20 % für Futteranbau (z.B. Heu), der Rest für den Anbau von Feldgemüse und Ölfrucht genutzt [MA 66, 1994]. Zeitweise liegen diese Anbauflächen brach. In Anlehnung an die mittlere Vegetationsbedeckung wurde für den Prozeß 'Landwirtschaftlicher Boden und Vegetation' eine Verdunstungsrate von 45 % angenommen. Für Waldstandorte wurde eine Verdunstungsrate von 80 % angenommen, da Wien neben Laubmischwäldern einen bedeutenden Anteil an Auwald aufweisen kann. Rund 20 % der forstlichen Fläche sind Auwald [Maier et al., 1994].

Die Vegetationsbedeckung des Prozesses 'Urbaner Boden und Vegetation' besteht zu rund 50 % aus Bäumen und Sträucher und zu rund 50 % aus krautiger Vegetation [Maier et al., 1996]. Aus diesem Grund wurde für diesen Prozeß ein Mittelwert für Wald und Grasflächen gewählt.

Tabelle 3-5: Abschätzung der flächenspezifischen Verdunstung Wiens (NS = Niederschlag)

Prozeß	**Verdunstung (% des NS)**
Versiegelte Fläche PHH und IGDV	45
Unversiegelte urbane Fläche	70
Unversiegelte landwirtschaftliche Fläche	45
Unversiegelte forstwirtschaftliche Fläche	80
Oberflächengewässer	100
Durchschnitt	**60**

Der Gehalt an *Kohlenstoff, Stickstoff* und *Blei* im verdunstendem Niederschlag wird mit Null angenommen.

Prozeß **'land-, forstwirtschaftlicher und urbane Boden und Vegetation'**

Güter- und Stofflager

Die *Kohlenstoff-, Stickstoff-* und *Blei*lager wurden aus der Arbeit über den natürlichen Stoffhaushalt entnommen [Maier et al., 1996]. Das Lager 'Boden' wurde unter Annahme eines spezifischen Bodengewichtes von 1,5 kg/dm^3 berechnet. Das gesamte sich in Wien befindliche 'Lager Vegetation' kann mit 4,3 Mio t angenommen werden [Maier et al., 1994].

Güter- und Stoffflüsse

Flüsse *'Forstwirtschafliches, Urbanes und Landwirtschaftliches Sickerwasser'*

Das auf den Boden auftreffende Niederschlagswasser fließt teilweise in angrenzende Oberflächengewässer ab (Oberflächenabfluß). Dieser Anteil trägt im wesentlichen zur Abschwemmung und Erosion bei. Ein erheblicher Anteil der Niederschlagsfracht durchfließt zum überwiegenden Teil die Bodenmatrix. Davon fließt ein Großteil nach unterschiedlicher Verweilzeit ebenfalls in die Oberflächengewässer ab (Interflow bzw. Base-Flow [Somlyody, 1997]), ein Teil sickert durch die Bodenmatrix und trägt zur Grundwasserneubildung bei (Sickerwasser). Die Menge an Sickerwasser, das in Wien zur Grundwasserneubildung beiträgt wird mit rd. 9,2 Mio m^3/a beziffert [MA 45, 1988, 1991]. Diese Sickerwasserfracht wurde ohne Berücksichtigung flächenspezifischer Unterschiede anteilsmäßig den nicht versiegelten Flächen zugeordnet.

Über längere Zeiträume (1986 bis 1990) ist eine Absenkung des Wiener Grundwasserspiegels zwar lokal zu verzeichnen [MA 45, pers. Mit.], statistisch jedoch nicht abgesichert [MA 45, 1988, 1991]. Aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit das Volumen des Wiener Grundwassers als konstant angenommen.

Kohlenstoff: Es waren keine Angaben über Kohlenstoffkonzentrationen des Bodensickerwasser verfügbar. Deshalb wurde für die Bilanzierung der Kohlenstoffgehalt des Wiener Grundwassers mit 47 mg TOC/l angenommen. Diese Annahme ist folglich mit einem großen Unsicherheitsfaktor behaftet.

Stickstoff: Für landwirtschaftliche Flächen kann eine durchschnittliche Auswaschung von 28 kg N/ha.a angenommen werden [Maier et al., 1996]. Für die Prozesse 'Urbaner' sowie 'Forstwirtschaftlicher Boden und Vegetation' nimmt [Maier et al., 1996] ein Wert von 4 kg N/ha.a an.

Wissenschaftliche Untersuchungen [Ferrier et al., 1995; Block, 1996] zeigen, daß die Auswaschung von Stickstoff in linearer Abhängigkeit vom Eintrag ansteigt. Für Waldflächen mit einer durchschnittlichen Gesamtdeposition von 40 kg N/ha.a (Nadel- und Laubwald in der BRD) wurde eine durchschnittliche Auswaschung von 20 kg/ha.a ermittelt [Isermann, 1997]. Aus diesem Grund erscheint in vorliegender Arbeit die Annahme einer Auswaschung von 20 kg N/ha.a für den Prozeß 'forstwirtschaftlicher Boden und Vegetation' angemessen. Für den Prozeß 'Urbaner Boden und Vegetation' wurde eine Stickstoffauswaschung von 6 bis 8 kg

N/ha.a angenommen, da dieser Prozeß einen zusätzlichen Stickstoffeintrag durch oberflächig von versiegelten Flächen zufließenden Wassers (Oberflächenabfluß) erhält.

Blei: Bei PH-Werten größer als PH 4 findet im Boden im allgemeinen eine geringe Verlagerung von Schwermetallen statt [Blume, 1990]. Von verschiedenen Autoren wird die Auswaschung von Blei mit 0,001 bis < 0,04 mg Pb/l [Fiedler & Rösler, 1993] bzw. mit $\leq$ 3 g Pb/ha.a angenommen [Kernbeis, 1995; ÖFZ Seibersdorf, 1994]. Dies entspricht umgerechnet einer Bleikonzentration des Wiener Sickerwassers von $\leq$ 0,005 mg Pb/l. Für die Berechnung der Bleifrachten im Sickerwasser bzw. Interflow wurde deshalb eine Auswaschungsrate von $\leq$ 3 g Pb/ha.a angenommen. Für die Bilanzierung des Prozesses 'Urbaner Boden und Vegetation' eine Auswaschungsrate von $\leq$ 5 g Pb/ha angenommen.

Fluß '*Oberirdischer Abfluß'*

Der Oberirdische Abfluß stellt den Anteil der Niederschlagsfracht, der vom Boden in die Oberflächengewässer abfließt dar. Er setzt sich in dieser Studie aus Oberflächenabfluß und Interflow zusammen und wurde aus der Differenz zwischen prozeßspezifischem Niederschlag, Verdunstung und Sickerwasser kalkuliert. Stoffliche Auswaschungsfrachten wurden in Abhängigkeit der Wassermenge in 'Oberirdischer Abfluß' und 'Sickerwasser' aufgeteilt. Erosionsfrachten wurden zum Oberirdischen Abfluß dazu addiert.

Kohlenstoff: Die Kohlenstofffracht des Oberirdischen Abflusses wurde nicht berücksichtigt, da sie als mengenmäßig unbedeutend wie folgt abgeschätzt wurde: Der jährliche Abtrag an Boden durch Erosion wird mit 0,2 bis 2 t/ha.a geschätzt [Kernbeis, 1995]. Bei einem durchschnittlichen Gehalt des Bodens von 1,2 % organischer Kohlenstoff [Scheffer & Schachtschnabel, 1992] ergebe das eine Fracht von 60 bis 600 t C_{org}/a für die gesamte unversiegelte Bodenfläche Wiens.

Stickstoff: Stickstoffeinträge durch Erosion werden in der Literatur [Somlyody, 1997] mit 1,6 bis 5 kg N/ha/a für Ackerland und mit 0,6 bis 1,4 kg N/ha/a für nicht landwirtschaftliche Flächen angegeben. Die so kalkulierte Erosionsfracht wurde zur Stickstofffracht, die mit dem Interflow transportiert wird addiert.

Blei: Erosionsfrachten für Blei aus Acker- und Grünland wurden aus [Kernbeis et al., 1995] entnommen. Der Wert von 4 bis 55 g Pb/ha.a geht von einem angenommenen Bodenabtrag durch Erosion von 0,2 bis 2 t/ha.a und einer Bleikonzentration des Bodens von 22 mg Pb/kg aus. Erosionsfracht und Interflow ergeben die Gesamtfracht des Oberirdischen Abflusses.

Fluß '*Land- forstwirtschaftliche und urbane Ernte'*

Die *Kohlenstoff*- und *Stickstoff*frachten in land-, und forstwirtschaftlichen und urbanen Ernteprodukten wurden aus [Maier et al., 1996] entnommen.

Blei: Um den Bleiaustrag mit Ernteprodukten berechnen zu können, wurden sogenannte 'Normalgehalte' von Blei in Pflanzen [Sauerbeck, 1985] verwendet. Diese betragen 1 bis 5 mg Pb/kg Trockengewicht. Zum Vergleich: im Jahr 1994 lag die durchschnittliche Bleikonzentration in Wiener Feldsalat [MA 59, 1994]) in der Höhe von 0,013 bis 0,13 mg Pb/kg

(Frischgewicht). Der Wassergehalt wurde mit 70 % für landwirtschaftliche Ernteprodukte und mit 15 % für Holz angenommen. Es errechnet sich ein Bleiaustrag mit Ernteprodukten von 0,2 bis 1 t Pb/a, was einem Entzug von 1,2 bis 5,8 g Pb/ha entspricht. Werte dieser Größenordnung werden auch für den Bleiaustrag mit Ernteprodukten aus nicht urbanen Gebiete verwendet [Kernbeis et al., 1995].

Prozeß **'IGDV'** und **'PHH'**

Güter- und Stofflager

Die Güter- und Stofflager der Prozesse IGDV und PHH wurden von [Daxbeck et al., 1996] erhoben.

Güter- und Stoffflüsse

Fluß '*Oberflächenabfluß IGDV und PHH'*

Die Oberflächenabflüsse IGDV und PHH wurden wie folgt abgeschätzt: Vom prozeßspezifischen Niederschlag wurde die Menge an Regenwasser die ins Kanalsystem gelangt, sowie die wieder verdunstete Niederschlagsmenge abgezogen. Der verbleibende Rest stellt den Oberflächenabfluß dar. Als Zielprozeß der Oberflächenabflüsse wurde der urbane Boden angenommen, da dieser an die versiegelte Flächen IGDV und PHH angrenzt.

Die *Kohlenstoff-* und *Stickstoff*frachten der oberflächigen Abflüsse wurden mit Konzentrationsangaben von Abwässern in Trennkanalisationen berechnet (Kohlenstoff: 16 bis 40 mg TOC/l, Stickstoff: 2,6 bis 4,3 mg N/l [Xantopolous, 1992]).

Blei: Eine Zusammenstellung von Bleikonzentrationen in Abwässern von Trennkanalisationen für den Zeitraum 1975 bis 1984 liegen im Bereich von 163 bis 304 µg Pb/l [Xantopolous, 1992]. Diese Werte sind, da sie aus Zeiten erhöhter Bleiemissionen stammen vermutlich zu hoch. Aus diesem Grund wurde für die Kalkulation der Bleifrachten im Oberflächenabfluß folgende Vorgangsweise gewählt: Es wurde angenommen, daß die Deposition die einzige Quelle für Blei darstellt. (Wie neueste Forschungsergebnisse zeigen, können Korrosionsschutzanstriche von Dachflächen ebenfalls einen Beitrag zur Bleifracht in Oberflächenabflüssen darstellen [Lampert, 1997] und sollten in zukünftige Bilanzierungen mit einbezogen werden). Bezieht man die Menge des nicht verdunsteten Niederschlages (PHH und IGDV) auf die in Tab. 4 abgeschätzten Depositionsfrachten, erhält man Konzentrationen von 55 µg Pb/l für den Oberflächenabfluß PHH und von 176 µg Pb/l für den Oberflächenabfluß IGDV. In der vorliegenden Arbeit wurden diese Konzentrationen mit den Wasserfrachten der Oberflächenabflüsse PHH und IGDV multipliziert.

Prozeß **'Grundwasser'**

Güter- und Stofflager

Das Güter- und Stofflager des Wiener Grundwassers wurde aus [Maier et al., 1996] übernommen.

Güter- und Stoffflüsse

Fluß *'Grundwasserin- und -exfiltration'*

Bei der Erstellung des Grundwasserhaushaltes wurde angenommen, daß unterirdisch kein Zufluß von Wasser aus benachbarten Grundwasserregionen stattfindet. Da im Untersuchungszeitraum keine signifikante Änderung des Wiener Grundwasserstandes zu verzeichnen war [MA 45, 1991], stellt die Differenz zwischen der Summe der Zuflüsse und der Summe der Entnahmen, diejenige Wasserfracht dar, die von Oberflächengewässer (va. der Donau) ins Grundwasser infiltriert.

Kohlenstoff, Stickstoff, Blei: Für die stoffliche Bilanzierung des ins Grundwasser infiltrierten Oberflächenwassers wurden die Stoffkonzentrationen der Donau angenommen (Kohlenstoff: 43 mg TOC/l [Maier et al., 1996], Stickstoff: 2,7 mg N/l [BMLF, 1995], Blei: 1,4 µg Pb/l [Fleckseder, 1986].

Fluß *'Denitrifikation Grundwasser'*

Es war nicht möglich, von öffentlichen Stellen (MA 45, TU Wien, UBA) eine Auskunft über gasförmige Stickstoffverluste aufgrund von (nur unter sauerstoffarmen Verhältnissen stattfindender - siehe Glossar) Denitrifikation in Wiener Grundwässern zu erhalten. Der Sauerstoffgehalt der Wiener Grundwässer liegt großteils bei > 5mg/l [BMLF, 1995]. Laut Magistrat der Stadt Wien [MA 45, pers. Mit] wird vermutet, daß in Grundwassergebieten nahe des Praters und der Lobau teilweise Sauerstoffzehrung auftritt, und somit die Voraussetzungen für Denitrifikation gegeben sein könnte. Eine Bilanzierung von Stickstoffverlusten im Wiener Grundwasser durch Denitrifikation konnte aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht durchgeführt werden. Diese Fragestellung sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

Prozeß *'Oberflächengewässer'*

Güter- und Stofflager

Das Güter- und Stofflager der Oberflächengewässer wurde aus [Maier et al., 1996] entnommen.

Güter- und Stoffflüsse

Fluß 'Wasserimport'

Die Wasserdurchflüsse von Donau, Wienfluß und Liesing wurden dem Statistischen Jahrbuch der Stadt Wien [MA 66, 1994] sowie [Maier et al., 1994] entnommen.

Kohlenstoff: Der Gesamtkohlenstoffgehalt der Donau wurde von [Maier et al., 1996] mit 43 mg TOC/l bilanziert. Für den Wienfluß und die Liesing wurde dieselbe Konzentration angenommen.

Stickstoff: Der Stickstoffgehalt (NH_4-N, NO_3-N und NO_2-N) der Donau vor Wien beträgt 2,7 mg N/l [BMLF, 1995]. Derselbe Wert wurde für den Wienfluß und die Liesing angenommen.

Blei: Die Bleikonzentration des Donauwasser vor Wien beträgt rd. 1,4 µg Pb/l [Fleckseder, 1986]. Diese Konzentration wurde zur Ermittlung des jährlichen Bleidurchsatzes verwendet.

Fluß '*Direkter Eintrag Oberflächengewässer'*

Der direkte Eintrag von Tieren (Wasservögel) und Badegästen in die Badegewässer der Neuen und vor allem der Alten Donau stellt im bezug auf die Zuführung der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff eine nicht zu vernachlässigende Größenordnung dar. Der jährliche *Stickstoff*eintrag in die Alte und Neue Donau liegt in der Größenordnung von 12 t N/a [Maier et al., 1996] und 2 t P/a.

Fluß '*Fremdwasser'*

In [Daxbeck et al., 1996] wurde die Menge an Fremdwasser im Kanalsystem mit 30,2 Mio m^3/a geschätzt. Dieser Wert ist nach Ansicht der Autoren als im unteren Bereich des Möglichen anzusiedeln. In einer Arbeit des Magistrats der Stadt Wien [MA 28, 1994] wurde die jährliche Fremdwasserfracht im Kanalsystem aus Trockenwetterabfluß und maximal anfallender Abwassermenge mit 37,4 Mio t/a berechnet.

Die Zuordnung der Fremdwasserfracht im Rahmen dieser Arbeit auf einzelne Prozesse gestaltete sich als undurchführbar. Ein Großteil der Fremdwasserfracht stammt laut Auskunft des Magistrats der Stadt Wien [MA 30, pers. Mit] aus der Erfassung von Wienerwaldbächen Eine grobe Abschätzung dieser Wassermengen ergab jedoch nur eine Fracht von rd. 7 bis 11 Mio m^3.a, was somit etwa einem Drittel der gesamten Fremdwasserfracht entspräche. Andere mögliche Quellen (z.B. Baustellenabwässer, Fehleinleitungen von Dachabwässern, Drainagen von landwirtschaftlichen Flächen) sind ebenfalls nicht auszuklammern [MA 30, pers. Mit; Zessner, pers. Mit]. Der Anteil der vom Grundwasser ins Kanalsystem eindringt wird als gering eingeschätzt [MA 30, pers. Mit], wobei eine Unterteilung der Wassermenge die aus der gesättigten Bodenzone, und der Menge, die direkt aus dem Grundwasserkörper eindringt, nicht möglich ist.

Aufgrund oben genannter Schwierigkeiten wurde als alleiniger Herkunftsprozeß für das Fremdwasser die Oberflächengewässer angenommen.

Für die Berechnung der *Kohlenstoff, Stickstoff und Blei*frachten im Fremdwasser wurden unter der Annahme, daß Fremdwasser nur aus den Oberflächengewässer stammt, Konzentrationen von Oberflächengewässern angenommen. (Kohlenstoff: 43 mg TOC/l [Maier et al., 1996], Stickstoff: 2,7 mg N/l [BMLF, 1995]., Blei: 1,7 µg Pb/l [Fleckseder, 1986]).

Prozeß ***'Deponie'***

Güter- und Stofflager

Das Güter- und Stofflager des Prozesses 'Deponie' wurde [Daxbeck et al., 1996] entnommen.

Güter- und Stoffflüsse

Flüsse 'Sickerwasser Deponie', 'Abwasser Deponie' und *'Deponiegas'*

Eine Bilanzierung von Sickerwässern ins Grundwasser, von Abwasser in die Oberflächengewässer sowie von gasförmigen Verlusten von Wiener Deponien und Altlasten war aufgrund unzureichender Datenlage – vor allem für die Altlasten – nicht möglich.

3.2 Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt

3.2.1 Wechselwirkungen zwischen Anthroposphäre und Umwelt

Zwischen Anthroposphäre und Umwelt werden ***Ressourcen*** und ***Emissionen*** (inklusive Abfall) ausgetauscht. Die Stadt Wien importiert Ressourcen aus dem Hinterland (z.B. Trinkwasser aus der Steiermark) oder aus der eigenen Umwelt (z.B. Holzernte Wienerwald). Auf der anderen Seite gibt die Stadt Emissionen, vor allem über die 'klassischen' Emissionspfade Abluft und Abwasser in die Umweltkompartimente ab. Die Umweltkompartimente selbst können 'Förderbänder' oder 'Senken' für anthropogene Stoffe darstellen.

Die Änderung von Stoffkonzentrationen in Umweltmedien wird durch das Umweltmonitoring erfaßt und anhand von Grenzwertkonzentrationen bewertet.

3.2.2 Die Stoffflußanalyse - eine Bereicherung für das Umweltmonitoring?

Durch Einbindung des Instrumentes der Stoffflußanalyse kann das Umweltmonitoring um drei wesentliche Aspekte bereichert werden:

1) **Systemverständnis:** durch Aufstellen von Güter- und Stoffbilanzen sind Größenordnungen und Zusammenhänge vom Güter- und Stoffflüssen klar erkennbar. Maßnahmen können effizient gesetzt werden.
2) **Gesamtfrachten**: Emissionen werden im 'klassischen' Umweltmonitoring als Konzentration betrachtet (je nachdem, ob Grenzwerte in Wasser, Luft und Boden überschritten werden oder nicht, werden Emissionen als 'umweltverträglich' gewertet oder nicht. Diese Betrachtungsweise hat jedoch einen Nachteil. Steht viel Verdünnungspotential (z.B. ein großer Vorfluter für Abwässer, ein sich rasch erneuerndes Luftlager für Luftschadstoffe) zur Verfügung, können auch große Schadstofffrachten stark verdünnt werden.

Dadurch werden zwar die Grenzwerte in diesen sogenannten 'Durchflußprozessen' eingehalten, dies ist jedoch keine Gewähr für Umweltverträglichkeit von Emissionen, da sich Schadstoffe in sogenannten 'letzten Senken' anreichern können. In der Stoffflußanalyse hingegen werden Emissionen als Gesamtfracht betrachtet und können auch als Gesamtfracht bewertet werden.

3) **Früherkennung:** durch Bilanzierung von Prozessen bzw. durch Berechnung von zukünftigen Konzentrationen in Umweltmedien (z.B. sogenannten 'Preticted-Environmental-Concentrations', siehe Glossar) können zukünftige Umweltprobleme vorausgesagt werden, bevor sie auftreten. So kann Umweltmonitoring von einer 'end of the pipe-Strategie' zu einer 'Vorsorge-Strategie' wechseln.

3.2.3 Bewertungskriterien für Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt

Die wesentlichen Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt stellen ***Ressourcen*** und ***Emissionen*** dar. Eine Bewertung kann nach verschiedenen Geschichtspunkten erfolgen.

Tabelle 3-6: Bewertungskriterien für Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt

A) BEWERTUNGSKRITERIEN FÜR EMISSIONEN:

1) **die 'Strategie der Grenzwerte'** zielt darauf aus, daß toxikologische Grenzwerte in Umweltmedien nicht überschritten werden: Es werden Konzentrationen bewertet, die in der Umwelt gemessen, oder mit Hilfe der Stoffflußanalyse und speziellen Berechnungsmodellen berechnet werden [BMLF, 1997; Eikmann & Kloke, 1993; TA-Luft, 1986, Europäische Kommission, 1996]. Siehe Punkt 3.2.3.1.
2) die **'Strategie des Vergleichs von natürlichen und anthropogenen Stoffflüssen'** zielt darauf aus, daß anthropogene Stofffüsse die natürlichen Stoffflüsse nur bis zu einem gewissen Ausmaß verändern dürfen. Anthropogene Stoffflüsse müssen 'langfristig umweltverträglich' gestaltet werden, es wird deshalb die Gesamtfracht bis zur letzten Senke bewertet [Baccini & Brunner 1991; Baccini & Bader, 1996]. Siehe Punkt 3.2.3.2.

B) BEWERTUNGSKRITERIEN FÜR RESSOURCEN:

3) die '**Bewertung des Verbrauches von Ressourcen'** ist in letzter Zeit, vor allem im Zusammenhang mit der Diskussion über 'Nachhaltige Entwicklung' zu einem Forschungsschwerpunkt geworden [Krotschek & Narodoslawsky, 1996; Müller-Wenck et al, 1990; Narodoslawsky et al., 1994; Rees, 1994; Wackernagel & Rees, 1996; Wernick & Ausubel, 1995;]. Einen wichtigen Stellenwert nimmt dabei das sogenannte 'Hinterlandes' von Regionen ein. Siehe Punkt 3.2.3.3.

In den folgenden Abschnitten werden die Grundlagen und die Methodik beschrieben, wie in der vorliegenden Arbeit Emissions- und Ressourcenflüssen der Stadt Wien bewertet werden.

3.2.3.1 Bewertung anhand von Grenzwerten

Die 'Strategie der Grenzwerte' beruht auf einer Betrachtung der Konzentrationen im Umweltprozeß. Eine Bewertung erfolgt anhand von toxikologischen Grenzwertkonzentationen [BMLF, 1997; TA-Luft, 1986; Eickmann & Kloke, 1993]. Diese Grenzwerte werden üblicherweise auf Grundlage der toxikologischen Auswirkung einer bestimmten Schadstoffdosis (z.B. LD_{50}-Wert, PNEC, siehe Glossar) auf bestimmte Indikatororganismen (z.B. Wasserfloh, Fisch, Algen) definiert.

Im folgenden Abschnitt sind Richt- und Grenzwerte für toxikologisch relevante Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in Wasser, Luft und Boden und die in der Stadt Wien gemessenen Konzentrationen angeführt.

Tabelle 3-7: Grenz- und Richtwerte für toxikologisch relevante Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in Wasser, Luft und Boden. Zusätzlich zu Stickstoffverbindungen sind Richtwerte für Ozon angeführt, da hohe Stickoxid-(NO_x)-Konzentrationen die Basis für die Bildung von Ozon sind.

	Kohlenstoff	**Stickstoff**	**Blei**
Luft	31.000 mg/m^3 CO_2 [1)] 10 mg CO/m^3 [2)]	100 µg NO_2/m^3 [4)] 60 [6)] -100 µg O_3/m^3 [5)]	2 µg Pb/m^3 [8)]
Wasser	5,5 mg DOC/l [3)]	6,5 mg N/l [7)]	50 µg Pb/l [9)]
Boden	?	?	100 mg Pb/kg [10)]

1) Gefährliche Kohlendioxidkonzentration für den Menschen [Moll, 1972]
2) Grenzwert als Achtstundenmittelwert, Imissionsgrenzwert nach Imissionsgrenzwertevereinbarung
3) Grenzwert für gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) in Flachlandgewässer, Imissionsverordnung Fließgewässer [BMLF, 1997]
4) Grenzkonzentration Tagesmittelwert, Empfehlung der Österr. Akademie der Wissenschaft
5) wirkungsbezogene Imissionsgrenzkonzentration für den langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit (Achtstundenmittelwert), Empfehlung der Österr. Akademie der Wissenschaft
6) wirkungsbezogene Imissionsgrenzkonzentration zum Schutz der Vegetation (Achtstundenmittelwert), Empfehlung der Österr. Akademie der Wissenschaft
7) Summe der Grenzwerte für NO_3-N, NH_4-N, NO_2-N in Flachlandgewässer, Imissionsverordnung Fließgewässer [BMLF, 1997]
8) Grenzwert für Blei [TA-Luft, 1986]
9) Grenzwert für Blei in Tieflandgewässer, Imissionsverordnung Fließgewässer [BMLF, 1997]
10) Eikmann Kloke, 1993: Richtwert für multifunktionelle Nutzung
? kein Grenzwert vorhanden

Tabelle 3-8: Durchschnittliche gemessene Konzentration von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in Wiener Luft, Wasser und Boden

Konzentration	Kohlenstoff	Stickstoff	Blei
Luft	350 mg/kg CO_2 [1)] 4 mg CO/m^3 [2)]	90-150 µg NO_2/m^3 [6)] 60 - 96µg O_3/m^3 [7)]	157 ng Pb/m^3 [10)]
Donau	2,5-5,5 mg DOC/l [3)]	3,1 mg N/l [8)]	1,7 µg Pb/l [11)]
Grundwasser	1,7 mg DOC/l [4)]	12,2 mg N/l [9)]	< 1 - 6 µg Pb/l [12)]
Boden	13,2 g C/kg [5)]	1,14 g N /kg [5)]	21-716 mg Pb/kg[13)]

1) Derzeitige Kohlendioxidkonzentration der Erdatmosphäre [UBA, 1996]
2) maximaler Achtstundenwert von Kohlenmonoxid (CO) an der Meßstelle Hietzinger Kai [UBA, 1996]
3) Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) der Donau nach Wien [BMLF, 1995]
4) Konzentration von gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) des Wiener Porengrundwasser [BMLF, 1995]
5) ausgehend von einem spez. Gewicht des Bodens von 1,5 kg/dm^3, einer Tiefe von 0,5 m und 9,9 kg C/m^2 bzw. 0,86 kg N/m^2 [Maier et al., 1996]
6) Maximale Tagesmittelwerte von Stickstoffdioxid (NO_2) in Wien, 10 Meßstellen im Jahr 1994 [UBA, 1996]
7) Mittelwert Ozon in Wien von 1.4 bis 30.9.94 [UBA, 1996]
8) Konzentrationen an Ammonium-, Nitrat-, und Nitrit-Stickstoff (NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N) nach Wien [BMLF, 1995]
9) Konzentrationen an Ammonium-, Nitrat-, und Nitrit-Stickstoff (NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N) im Wiener Porengrundwasser [BMLF, 1995]
10) mittlere Bleikonzentration der Wiener Luft im Jahr 1991 [MA 22, 1991]
11) Bleikonzentration in der Donau nach Wien [Fleckseder, 1986]
12) Minimum- und Maximumwert der Bleikonzentration des Wiener Porengrundwassers [BMLF, 1995]
13) Minium- und Maximalwert der Bleikonzentration im Wiener Boden (Probennahmetiefe: 10 cm): Minimum: 21 mg Pb/kg gemessen an den Probennahmestelle Lobau (Dechantlacke) und im westlichen Wienerwald, Maximum: 716 mg Pb/kg gemessen an der Schönbrunnerstraße - Straßenrand), [MA 22, 1991]

Der im Rahmen dieser Arbeit als Bewertungskriterium für Emissionen kalkulierte 'Risk-Assessment-Faktor' (RA_{Faktor}) drückt das Verhältnis der Konzentration des toxikologischen Grenzwertes einer Schadstoffverbindung ($C_{Grenzwert\ bzw.\ PNEC\ **}$) zu der in Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) gemessenen bzw. berechneten Konzentration ($C_{Messung\ bzw.\ PEC*}$) aus. Der PNEC** stellt die sogenannte 'Pretected-No-Effect-Concentration', der PEC* die sogenannte 'Pretected-Environmental-Concentration' dar, beides sind gängige Begriffe in der Risikobewertung (Risk Assessment) von chemischen Verbindungen [Europäische Kommission, 1996].

$$RA_{Faktor} = \frac{C_{Messung\ bzw.\ berechneter\ PEC\ *}}{C_{Grenzwert\ bzw.\ PNEC\ **}}$$

RA_{Faktor} > 1 = Risko für die Umwelt zu erwarten

RA_{Faktor} < 1 = kein Risiko für die Umwelt zu erwarten

Der PEC in Wasser, Luft und Boden kann mit Hilfe der Stoffflußanalyse berechnet werden, nachdem oder bevor (!) die Verbindung in die Umwelt gelangt. Sie wird dem PNEC gegenübergestellt, das ist jene Konzentration bei der kein negativer Einfluß auf den Testorganismus (z.B. Fisch) beobachtet werden kann. Die von der Europäischen Kommission durchgeführten Risikobewertungen für chemische Alt- und Neustoffe [Europäische Kommission, 1996] schätzen beispielsweise sowohl das Risiko für die menschliche Gesundheit als auch für die einzelnen Umweltkompartimente (Wasser, Luft, Boden) ab. Die chemischen Eigenschaften der jeweiligen Verbindungen (z.B. Abbaubarkeit, Absorptionskoeffizienten usw.) sind in Datenbanken (z.B. IUCLID-Datenbank) eingespeichert (UBA, pers. Mitteilung) und werden in ein Berechnungsmodell eingespeist.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die PEC-Konzentration nicht selbst berechnet, sondern es wurden für die Ermittlung des $RA_{Faktors}$ die jeweiligen Monitoringdaten, die in Wien erhoben wurden, benützt. Der Grund liegt darin, daß in der IUCLID-Datenbank die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Verbindungen (noch) nicht enthalten sind. Die berechneten $RA_{Faktoren}$ für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in der Wiener Luft und im Wasser sind in Tabelle 4-2 dargestellt.

3.2.3.2 Bewertung anhand des Vergleichs von anthropogenen und natürlichen Stoffflüssen

Die ‘Strategie des Vergleichs anthropogener mit natürlichen Stoffflüssen’ ergibt ein Maß inwieweit der Mensch in den natürlichen Stoffhaushalt eingreift.

In *Tabelle* 3-9 sind geogene Hintergrundkonzentrationen in Luft, Wasser und Boden angeführt, die für die Stadt Wien als repräsentativ angenommen werden können. Eine methodische Schwierigkeit ergibt sich daraus, daß nicht immer mit Sicherheit bestimmt werden kann, was natürliche Stoffflüsse und Konzentrationen in Umweltmedien darstellen. Beispielsweise muß auf die ‘natürliche Heterogenität’ von Ökosystemen bezug genommen werden. Bei Gewässern wird die Höhe der geogenen Stoffkonzentration beispielsweise durch die Zusammensetzung des Ausgangsgesteines, aus denen dieses Gewässer entstammt, beeinflußt. ‘Natürliche’ Metallgehalte in Böden schwanken zum Teil beträchtlich, je nach deren Ausgangsgestein [Fiedler & Rösler, 1993]. Beispielsweise reicht die geologische Zusammensetzung Wiens von Flysch-Sandstein im westlichen Wienerwald bis zu vorwiegend Sandstein, Tongestein, Dolomit und Kalkgestein in den Donausedimenten [Kralik & Sager, 1986].

Nicht nur die natürliche Stoffkonzentrationen in Umweltmedien werden vom Mensch beinflußt, auch die anthropogene Emissionen selbst können mit natürlichen Stoffflüssen verglichen werden. Beispielsweise wird analog zu den anthropogen Kohlendioxidemissionen durch Verbrennung fossiler Energieträger auch von natürlichen Ökosystemen Kohlendioxid ‘emittiert’. Interessanterweise stammen auch diese ‘Emissionen’ großteils aus chemischen Reaktionen, die im Körper von Tieren und Mikroorganismen zur Energiegewinnung dienen (z.B. Respiration, Denitrifikation - siehe ‘Glossar’). Ein natürlicher Stoffeintrag in Gewässer erfolgt beispielsweise durch Auswaschung, Erosion oder direktem Eintrag (z.B. Laubfall) und ist mit Abwasseremissionen der Anthroposphäre vergleichbar.

Tabelle 3-10 zeigt eine Auswahl von flächenbezogenen 'natürlichen' Flüssen, die für ein 'natürliches' Wien angenommen werden können. Die Kohlenstoff- und Bleiflüsse in die Gewässer stellen dabei nur eine erste grobe Abschätzung dar.

Tabelle 3-9: Geogene Hintergrundkonzentrationen in Wiener Luft, Wasser und Boden

	Kohlenstoff	**Stickstoff**	**Blei**
Luft	272 mg CO_2 /m^3 [1)]	3-20 µg NO_x/m^3 [4)]	0,6-20 ng Pb/m^3 [7)]
Wasser	0,5 -1,2 mg DOC/l [2)]	0,3-0,5 mg N/l [5)]	0,3-1 µg Pb/l [8)]
Boden	18,7 g C/kg [3)]	1,31 g N /kg [6)]	7-20 mg Pb/kg [9)]

1) präindustrielle Kohlendioxidkonzentration der Erdatmosphäre [Spiro & Stigliani, 1996]
2) geogener Gehalt an gelösten organischen Kohlenstoff von Oberflächengewässer mit kristallinem Ausgangsgestein (0,5 mg/l) und mit Sedimentgestein (1,2 mg/l) [Kummert und Stumm, 1989]
3) potentiell natürliches Ökosystem [Maier et al, 1996]: ausgehend von einem spez. Gewicht des Bodens von 1,5 kg/dm^3 und einer Tiefe von 0,5 m und einem Kohlenstoffgehalt von 14 kg C/m^2
4) Stickoxidgehalt der Luft eines ländlichen Gebietes [Baumbach, 1992]
5) geogene Stickstoffkonzentrationen (NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N) von Oberflächengewässer mit kristallinem Ausgangsgestein (0,3 mg/l) und mit Sedimentgestein (0,5 mg/l) [Kummert & Stumm (1989]
6) potentiell natürliches Ökosystem [Maier et al, 1996]: ausgehend von einem spez. Gewicht des Bodens von 1,5 kg/dm^3 und einer Tiefe von 0,5 m und 0,98 kg N/m^2
7) Bleigehalt der Luft unbelasteter Gebiete [Merian, 1984; Fiedler & Rösler 1993]
8) geogene Bleikonzentration von Oberflächengewässer [Kummert & Stumm,1989; Fiedler & Rösler,1993].
9) geogene Bleikonzentration des Wiener Bodens ausgehend von der durchschnittlichen Zusammensetzung des Wiener Donausediments von 43 % Sandstein, 35 % Tongestein, 13 % Dolomit u. 9 % Kalkstein [Kralik & Sager 1986], geogene Bleikonzentrationen von Sandstein (7 mg/kg), tonige Gesteine (20 mg/kg), Kalkstein (9 mg/kg) nach [Fiedler & Rösler, 1993]

Tabelle 3-10: geogene Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiflüsse in die Luft und Gewässer

	Kohlenstoff	**Stickstoff**	**Blei**
Abluft	762 g CO_2-C/m^2/a [1)]	0,05 g N_2O-N/m^2/a [3)]	0,05 ng Pb/m^2/a [5)]
Abwasser	0,24-2,4 g C_{org}/m^2/a [2)]	0,3-0,4 g NO_3-N/m^2/a [4)]	0,4 - 5,5 mg Pb/m^2/a [6)]

1) Kohlendioxidfreisetzung von Mikroorganismen und Tieren eines anthropogen nicht beeinflußten Wiens [Maier et al., 1996]
2) Geschätzter Eintrag von organischem Kohlenstoff in Gewässer durch Erosion [Kernbeis, 1995]
3) Lachgasemissionen (N_2O) eines anthropogen nicht beeinflußten Waldökosystems [Flaig & Mohr, 1996]: zu erwähnen ist, daß die Freisetzung von Lachgas nicht die gesamten mikrobielle Stickstofffreisetzung darstellt, aber aufgrund der Tatsache, daß dessen Freisetzung ebenso wie NO_x anthropogen verstärkt wird, als eine mit NO_x vergleichbare Verbindung angesehen werden kann.
4) Auswaschung von Nitrat (NO_3) aus einem anthropogen nicht beeinflußten Waldökosystem [Flaig & Mohr, 1996].
5) Bleideposition in entlegenen Gebieten der Erde [Merian, 1984]. Annahme: natürliche Bleifreisetzung in die Luft durch Vulkane, Staubverwehungen und Brände ist langfristig gleich hoch wie die Deposition
6) Abschätzung des Bleieintrages in Gewässer durch Bodenerosion ausgehend von einer Bleikonzentration des Bodens von 22 mg Pb/kg [Kernbeis, 1995]

Als Maß für den Vergleich von anthropogenen mit natürlichen Emissionen wurde im Rahmen dieser Arbeit der sogenannte 'Geogene-Referenz-Faktor (GR_{Faktor})' berechnet. Er stellt das Verhältnis von anthropogenen Emissionen (E_a) zu natürlichen Emissionen (E_n), die in einem natürlichen Ökosystem vorherrschen würden, dar.

$$GR_{Faktor} = \frac{E_a}{E_n}$$

GR_{Faktor} > 1 = die antropogenen Emissionen sind größer als die natürlichen Emissionen

GR_{Faktor} < 1 = die anthropogenen Emissionen sind kleiner als die natürlichen Emissionen

Der berechnete GR_{Faktor} für Emissionen von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in die Wiener Luft und in die Donau sind in Tabelle 4-2 dargestellt.

3.2.3.3 Bewertung anhand des 'Autarkiegrades' für Ressourcen

Ein in der gegenwärtigen Nachhaltigkeitsdiskussion gängiges Bewertungskriterium stellt der Vergleich von in der Region produzierten mit aus dem Hinterland importierten Ressourcen dar (Autarkiegrad). Als Maßeinheit wird von vielen Autoren **[**Krotschek & Narodoslawsky, 1996; Wackernagel et al., 1993; Rees, 1994] die Fläche gewählt. Etwa wird die für die Bereitstellung von Ressourcen oder Serviceeinheiten (z.B. Bereitstellung eines Passagierkilometers) benötigten Gesamtfläche ermittelt und als sogenannter 'Ökologischer Fußabdruck' [Wackernagel et al., 1993] bezeichnet. Diese Fläche kann mit der pro Person in der untersuchten Region zur Verfügung stehenden Fläche verglichen werden. Beispielsweise wurde berechnet, daß im Durchschnitt ein Österreicher für Nahrungsmittel usw. eine Fläche von 1,71 ha 'verbraucht', während nur 0,78 ha pro Person in Österreich zur Verfügung stehen [Narodoslawsky et al., 1995].

Auch die Stadt Wien ist in bezug auf viele Ressourcen (z.B. Energieträger, Trinkwasser, Verdünnungsvolumen für Emissionen) vom Hinterland abhängig. Dies wird im sogenannten 'Autarkiegrad' ausgedrückt, der den Prozentsatz des Selbstversorgegrades einer Region mit Ressourcen darstellt.

$$Autarkiegrad_{(\%)} = \frac{\text{vorhandene Ressourcen i.d. Region}}{\text{verbrauchte Ressourcen i.d. Region}} * 100$$

Neben den 'klassischen' Ressourcen wie Energieträger und Trinkwasser wird in den Ergebnissen auch die Ressource 'Kritisches Verdünnungsvolumen für Emissionen' behandelt. Dieses geht von dem von [Müller-Wenck, 1990] definierten 'kritische Verdünnungsvolumen' aus, das häufig in der Produktbewertung eingesetzt wird. Beispielsweise findet es auch im Rahmen des Europäischen Umweltzeichens Anwendung [Europäische Kommission, 1995]. Das 'kritische

Verdünnungsvolumen’ ist jenes Volumen an Wasser, Luft oder Boden, das benötigt wird, um die Emissionsfrachten bis zu einer Konzentration, die unter dem Grenzwert liegt, zu verdünnen.

In Anlehnung an diese Methode wird in der vorliegender Arbeit das ‘kritische Verdünnungsvolumen' für abwasserbürtige Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen berechnet und dem in Wien vorhandenen Verdünnungspotential, das ist der jährlich auf die Fläche Wiens gelangende Nettoniederschlagsfracht (Bruttoniederschlag minus Verdunstung), gegenübergestellt.

4 Ergebnisse und Diskussion

Im ersten Teil (Pkt. 4.1) der Ergebnisse und Diskussion wird aufbauend auf bestehenden Studien der anthropogene und der natürliche Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleihaushalt der Stadt Wien mit der Methodik der Stoffflußanalyse [Baccini & Brunner, 1991] erfaßt. Im zweiten Abschnitt (Pkt. 4.2), der Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt wird das Instrument 'Stoffflußanalyse' mit den Disziplinen 'Umweltmonitoring' und 'Nachhaltigkeitsforschung' zusammengeführt, indem in ersten Ansätzen Emissions- und Ressourcenflüsse der Stadt Wien verknüpft und bewertet werden.

4.1 Stoffflußanalyse

4.1.1 Güterhaushalt

Die Bilanzierung des Güterhaushaltes dient als Basis für die Erhebung der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiflüsse und -lager der Stadt Wien. Im folgenden Abschnitt sind die wesentlichen Ergebnisse des Güterhaushaltes zusammengefaßt.

4.1.1.1 Teilbilanz Wasserhaushalt

Die Fließgewässer (Donau, Liesing, Wienfluß) stellen den größten Wasserfluß Wiens dar. Der zweitgrößte Fluß, der Wasserdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht beträgt etwa 20 % dieser Fracht. Vom Nettogebietsniederschlag (Gebietsniederschlag (265 Mio t/a) minus Gebietsverdunstung (170 Mio t/a)) gelangen 47 % auf die versiegelte anthropogene Fläche. Etwa 75 % davon (entspricht 36 % des Nettogebietsniederschlages) gelangen in die Kanalisation, der Rest versickert im angrenzenden Boden. 57 % des Nettogebietsniederschlages werden als 'Oberirdischer Abfluß' in die Oberflächengewässer entwässert, 10 % tragen zur Grundwasserneubildung bei.

Der Import von Wasser in Anthroposphäre beträgt rd. 162 Mio t. Das ist etwas weniger als doppelt so viel, wie der jährliche Nettogebietsniederschlag (Niederschlag minus Verdunstung). 83 % des Nutz- und Trinkwassers werden aus dem Hinterland importiert. Rund 17 % des Wasserimports stammt aus eigener Grundwasserförderung.

Im Wiener Wasserhaushalt sind die Oberflächengewässer der größte Fluß, während in einer vergleichbaren Arbeit über den Wasserhaushalt einer Schweizer Region der Wasserdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht dominiert [Baccini & Brunner, 1991]. Dieser Umstand ist jedoch bei genauer Betrachtung nicht verwunderlich, da die Oberflächengewässer in dieser Studie mit einem jährlichen Durchfluß von rd. 1.900 Mio t/a nur zirka 1/25 des jährlichen Wasserdurchsatzes der Donau aufweisen können.

Ein Absinken des Wiener Grundwasserspiegels ist wahrscheinlich, ist aber statistisch nicht abgesichert [MA 45, pers. Mit; MA 45, 1991]. Nicht eruiert werden konnte im Rahmen dieser Arbeit die Frage, ob außer den Austauschflüssen zwischen Oberflächen- und Grundwasser

eventuell unterirdische Zu- und Abflüsse von anderen Grundwassergebieten ins Wiener Grundwasser stattfinden. Die mittlere theoretische Verweilzeit für den Grundwasserkörper einer Schweizer Region wird mit etwa sieben Jahren angegeben [Baccini & Brunner, 1991].

Der Anteil des Niederschlages, der laut MA 45 [MA 45, 1988; 1991] zur Grundwasserneubildung beiträgt, ist mit 9,14 Mio t/a (entspricht einer Neubildungsrate von umgerechnet 34 mm/a (bezogen auf die unversiegelte Bodenfläche) relativ niedrig. Für das Marchfeld werden beispielsweise Grundwasserneubildungsraten von rd. 50 mm/a angegeben [Dersch, 1997]. Einen unsicheren Punkt des Wasserhaushaltes stellt das ins Kanalsystem eindringende sogenannte Fremdwasser dar. Seine Menge wird in der Literatur mit 37,4 Mio t/a aus Trockenwetterabfluß und maximal anfallender Abwassermenge abgeschätzt, unsicher ist jedoch seine Herkunft. Ein Großteil der Wasserfracht stammt laut Auskunft der MA 30 [MA 30, pers. Mit] aus der Erfassung von Wienerwaldbächen. Der Anteil der vom Grundwasser bzw. aus der gesättigten Bodenzone ins Kanalsystem eindringt, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht quantifiziert werden.

4.1.1.2 Teilbilanz Haushalt der anthropogenen Güter und Luft

Der jährliche Luftdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht dominiert mit > 99 % den Haushalt der anthropogenen Güter und Luft. Der gesamte Import anthropogener Güter beträgt nur rd. 1,4 ‰ des Luftdurchsatzes und besteht zum überwiegenden Teil aus Baumaterialien, gefolgt von Energieträger sowie Produktions- und Konsumgüter. Der Bedarf an Produktions- und Konsumgüter wird nur zu ca. 2,5 % aus Wiener Produktion (land- und forstwirtschaftliche Ernte) gedeckt. Die festen Abfälle bestehen zu rd. 80 % aus Baurestmassen und Bodenaushub. Vom Gesamtabfall werden ca. 5 % der thermischen Verwertung zugeführt, etwa ein Drittel gelangt auf Wiener Deponien, der Großteil wird jedoch exportiert. Die luftgebundenen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiflüsse der Pedosphäre und Vegetation wurden nur auf stofflicher Ebene bilanziert.

Das Güterlager der Anthroposphäre wächst mit rd. 1 bis 3 % jährlich. Das Lager in der Infrastruktur ist derzeit bereits 2,5 mal größer, wie das Lager in Vegetation und im Boden (ausgehend von einer Bodentiefe von 0,5 m, siehe Pkt. 3.1.1.1). Die forstliche Vegetation nahm im Jahr 1991 um rd. 16.000 t zu. Das in den Wäldern enthaltene Lager pflanzlicher Biomasse (2.260 t laut [Maier et al., 1994]) wächst somit mit 0,7 % jährlich. Etwa 50 mal mehr wird infolge von Bautätigkeit als Boden im Prozeß ‘Urbaner Boden und Vegetation’ umgelagert und gelangt als Bodenmaterial in Deponien. Das ‘Güterlager Umwelt’ ist somit nicht stabil, es erfolgt einerseits ein Zuwachs an Biomasse im Wald, auf der anderen Seite jedoch ein Verlust an Bodenmaterial und versiegelter Fläche im Prozeß ‘Urbaner Boden und Vegetation’.

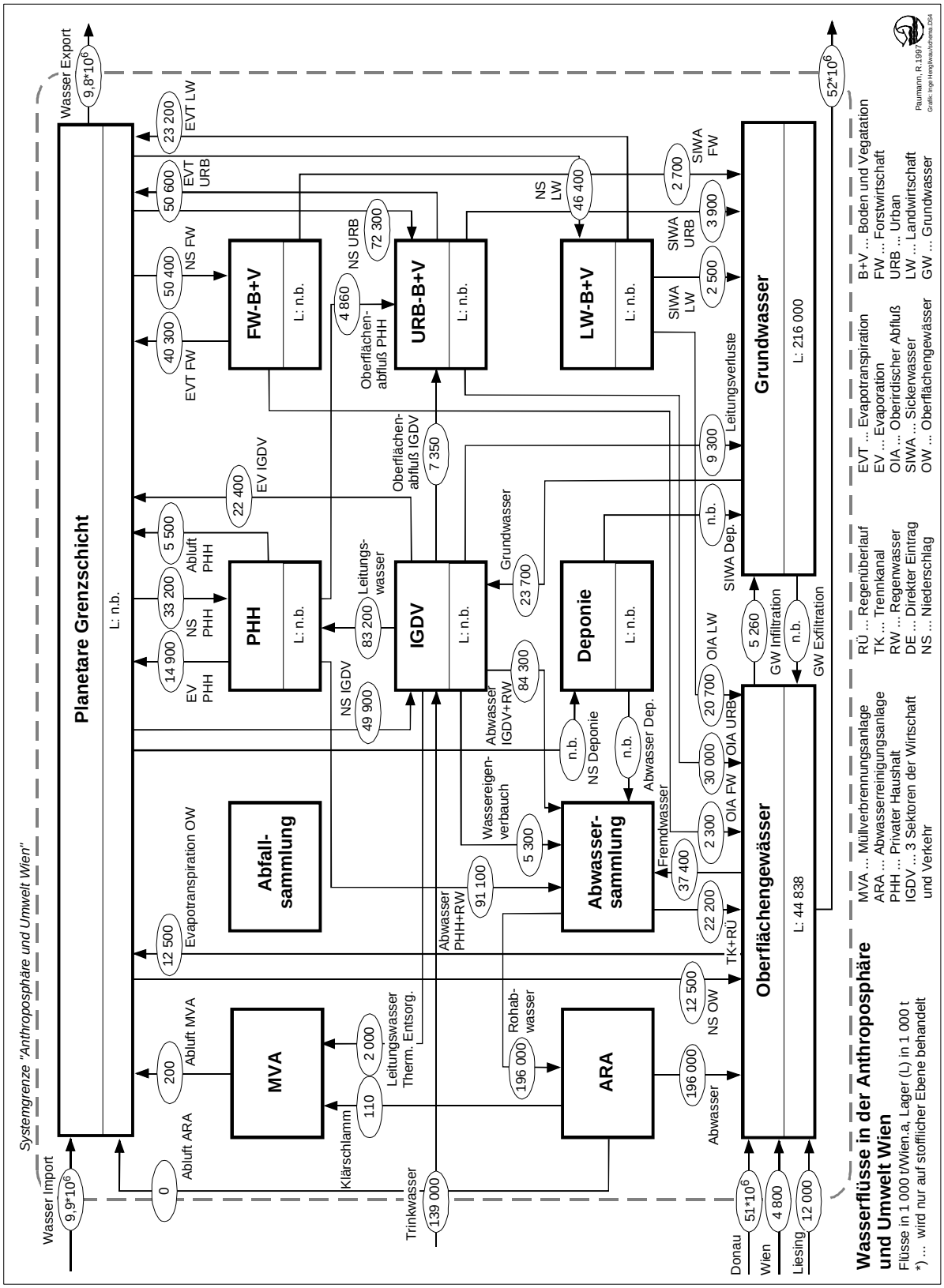

Abbildung 4-1: Wasserflüsse in der Anthroposphäre und Umwelt Wien

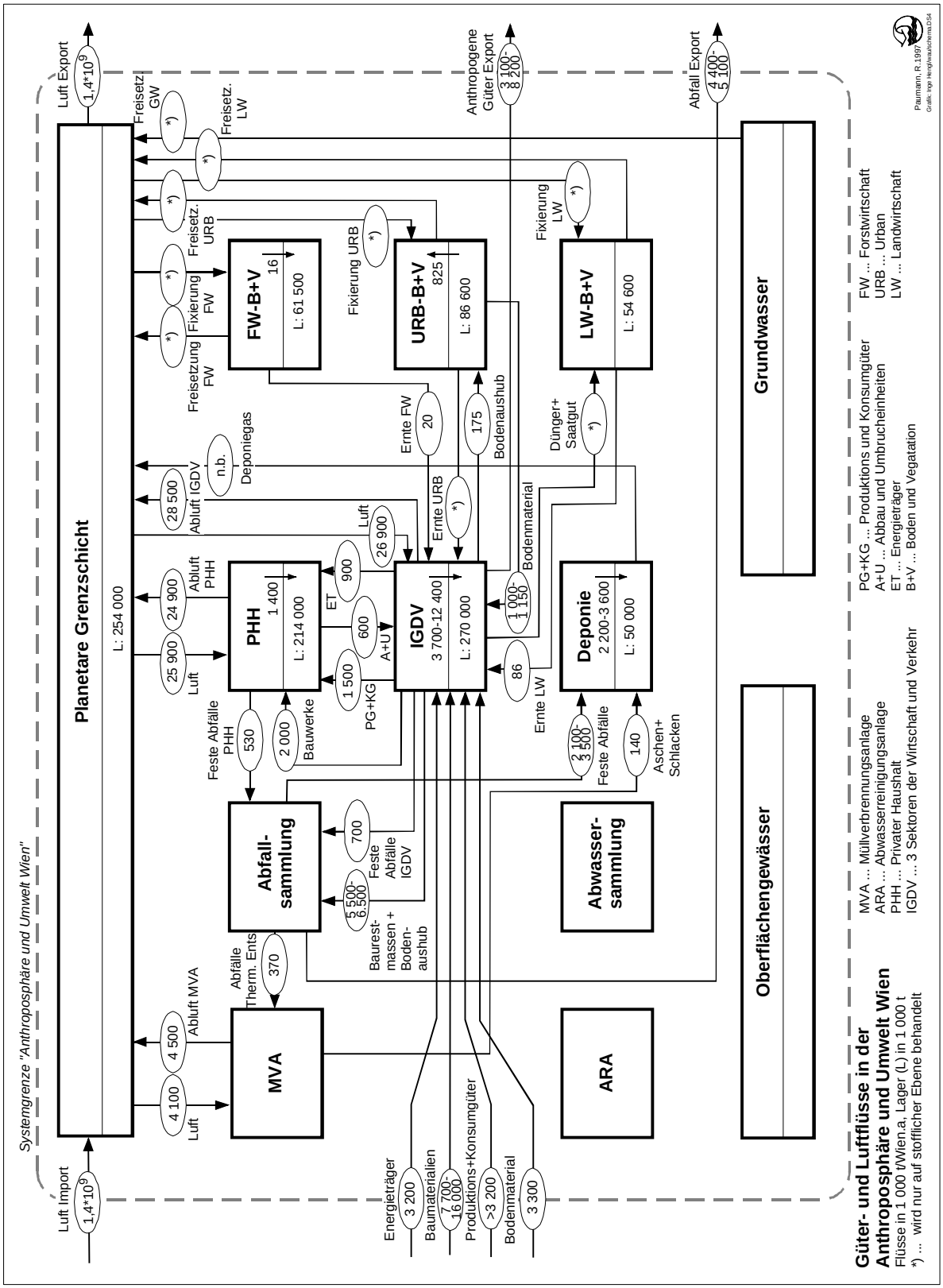

Abbildung 4-2: Güter- Luftflüsse in der Anthroposphäre und Umwelt Wien

4.1.1.3 Güterhaushalt der Stadt Wien

Die mengenmäßig wichtigsten Güter sind natürlichen Ursprungs. Größter Güterfluß ist der Luftdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht. Der jährliche Wasserdurchsatz (Wasserimport Planetare Grenzschicht und Oberflächengewässer) beträgt nur rd. 4,3 %, der Import anthropogenen Güter rd. 1,4 ‰ des Luftdurchsatzes. Das anthropogene Güterlager (Infrastruktur, Deponie) ist mehr als doppelt so groß wie die Lager in der Planetaren Grenzschicht (500 m), das Lager in der Hydrosphäre und das Lager in Boden und Vegetation zusammen und wächst mit 1,3 % bis 3 % jährlich. In der Umwelt erfolgt eine Abnahme von Bodenmaterial und versiegelter Fläche mit 0,4 % und ein Biomassezuwachs im Wald mit 0,7 % jährlich, das sind 8 ‰ bezogen auf den ganzen Prozeß Pedosphäre und Vegetation.

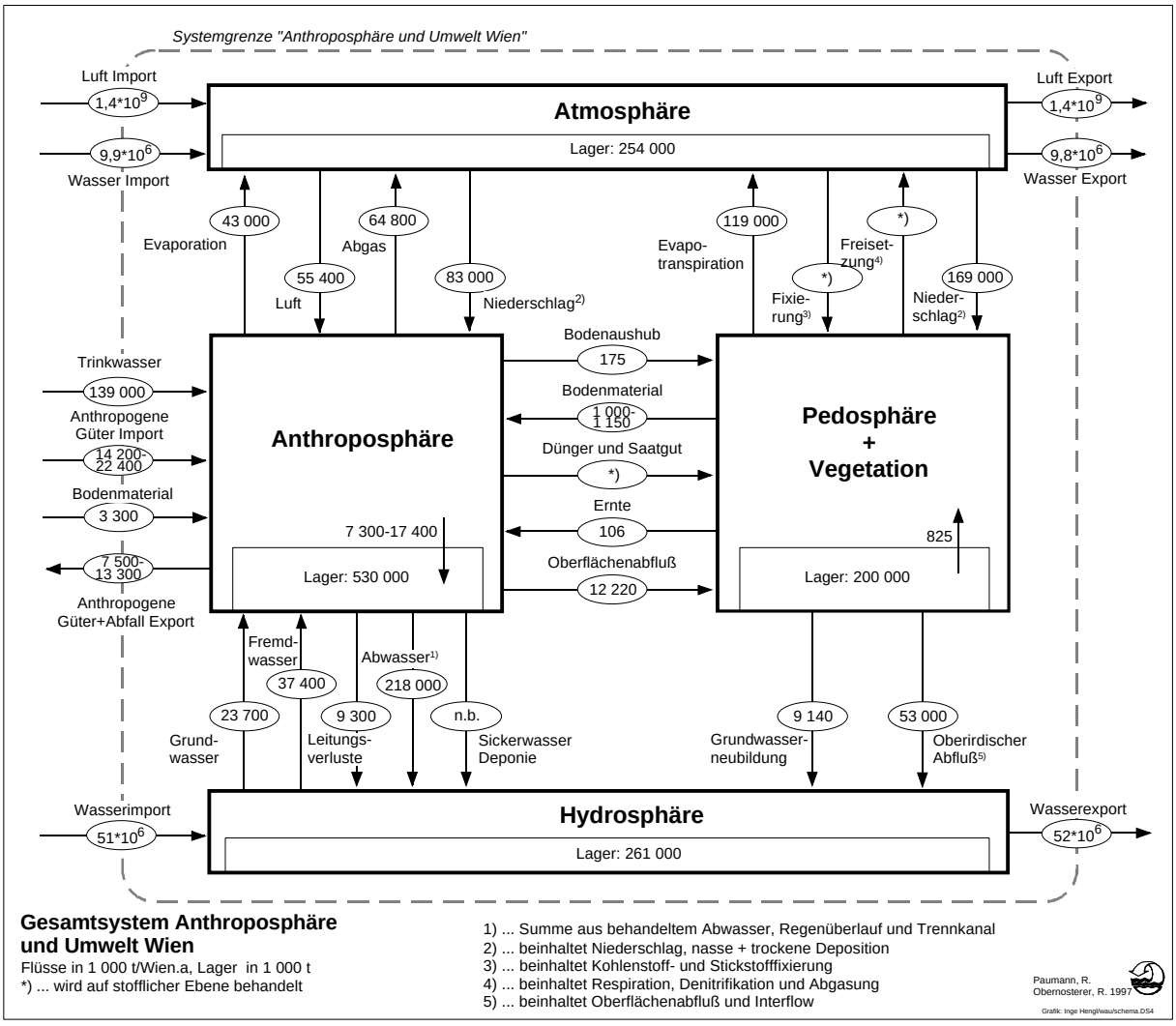

Abbildung 4-3: Güterhaushalt der Stadt Wien

4.1.2 Stoffhaushalt

4.1.2.1 Kohlenstoff

4.1.2.1.1 Kohlenstoffflüsse im Wasser

Die größten wasserbürtigen Kohlenstofffrachten werden in den Oberflächengewässern transportiert. Die Kohlenstofffracht in den Abwässern IGDV und PHH liegen in einer Größenordnung von 2 % des Durchsatzes in den Oberflächengewässern und stellen die zweitgrößten Kohlenstofffrachten im System dar. Rund die Hälfte des abwasserbürtigen Kohlenstoffes wird mit dem Klärschlamm thermisch verwertet, der Rest (50 %) gelangt als gereinigtes Abwasser in den Vorfluter.

Der Kohlenstoffgehalt im Lager der Oberflächengewässer beträgt etwa 10 % der Kohlenstoffmenge, die jährlich durch behandeltes Abwasser, Regenüberlauf und Trennkanal in den Vorfluter gelangt. Das Kohlenstofflager im Grundwasser ist rund viermal größer als das Lager im momentanen Wasservolumen der Oberflächengewässer.

4.1.2.1.2 Kohlenstoffflüsse in anthropogenen Gütern und der Luft

Größter Fluß stellt der Kohlenstoffdurchsatz durch die planetare Grenzschicht dar. Der Kohlenstoffimport im Form anthropogener Güter liegt in einer Größenordnung von ca. 2 % des Durchsatzes in der Luft und ist zu >50 % energieträgergebunden. Größter Emissionspfad ist die Abluft. Netto (CO_2-Fixierung minus CO_2-Freisetzung durch Abbauprozesse) werden 43.000 t Kohlenstoff pro Jahr von der Wiener Vegetation gebunden, das sind 1,8 % der jährlichen anthropogenen Kohlenstoffemissionen. Rund 80 % dieses gebundenen Kohlenstoffes gelangt als Ernteprodukte in die Anthroposphäre, ca. 20 % werden durch Biomassezuwachs des Waldes gebunden. Die größte Produktivität pro Hektar weist nicht der Wald (2,3 t C/ha.a) sondern die landwirtschaftliche Fläche mit 2,6 t C/ha.a auf.

Rund 50 % des abfallbürtigen Kohlenstoffes liegt in den festen Abfällen IGDV und PHH, rund 50 % in Baurestmassen und Bodenaushub vor. 20 % des abfallbürtigen Kohlenstoffs werden einer thermischen Verwertung zugeführt, 13 % werden in Wiener Deponien abgelagert, der Großteil wird exportiert.

Das Kohlenstofflager in der Anthroposphäre wächst mit rund 2 % jährlich. Das Kohlenstofflager der Pedosphäre und Vegetation beträgt nur 5,3 % der Menge, die in der Anthroposphäre gespeichert ist. Ein Lagerwachstum von rd. 0,4% durch Biomassezuwachs im Wald steht einem Verlust von Kohlenstoff im Prozeß ‘Urbaner Boden und Vegetation’ durch Abtransport von Bodenmaterial im Zuge von Bautätigkeit gegenüber.

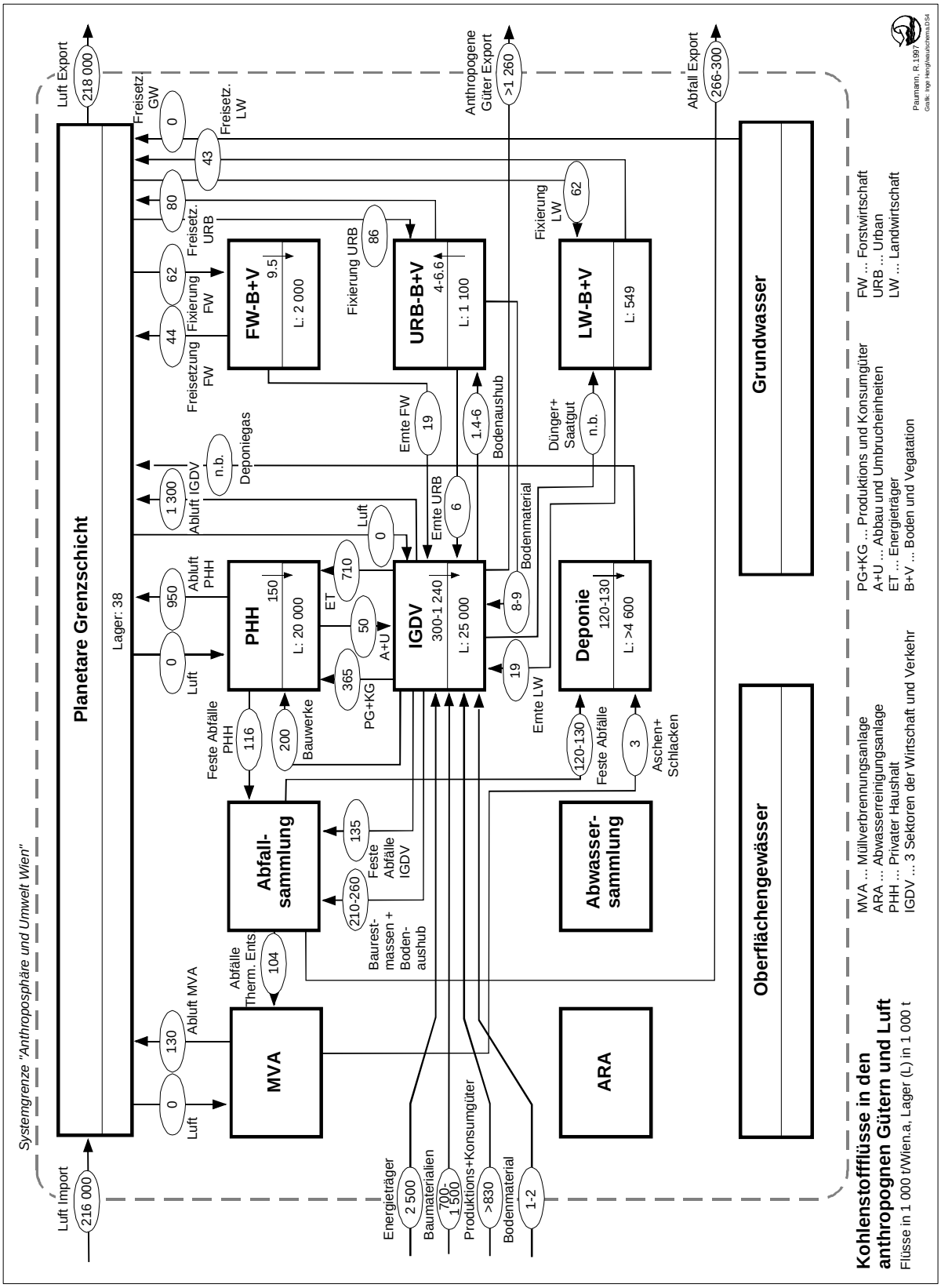

Abbildung 4-4: Kohlenstoffflüsse im Wasser

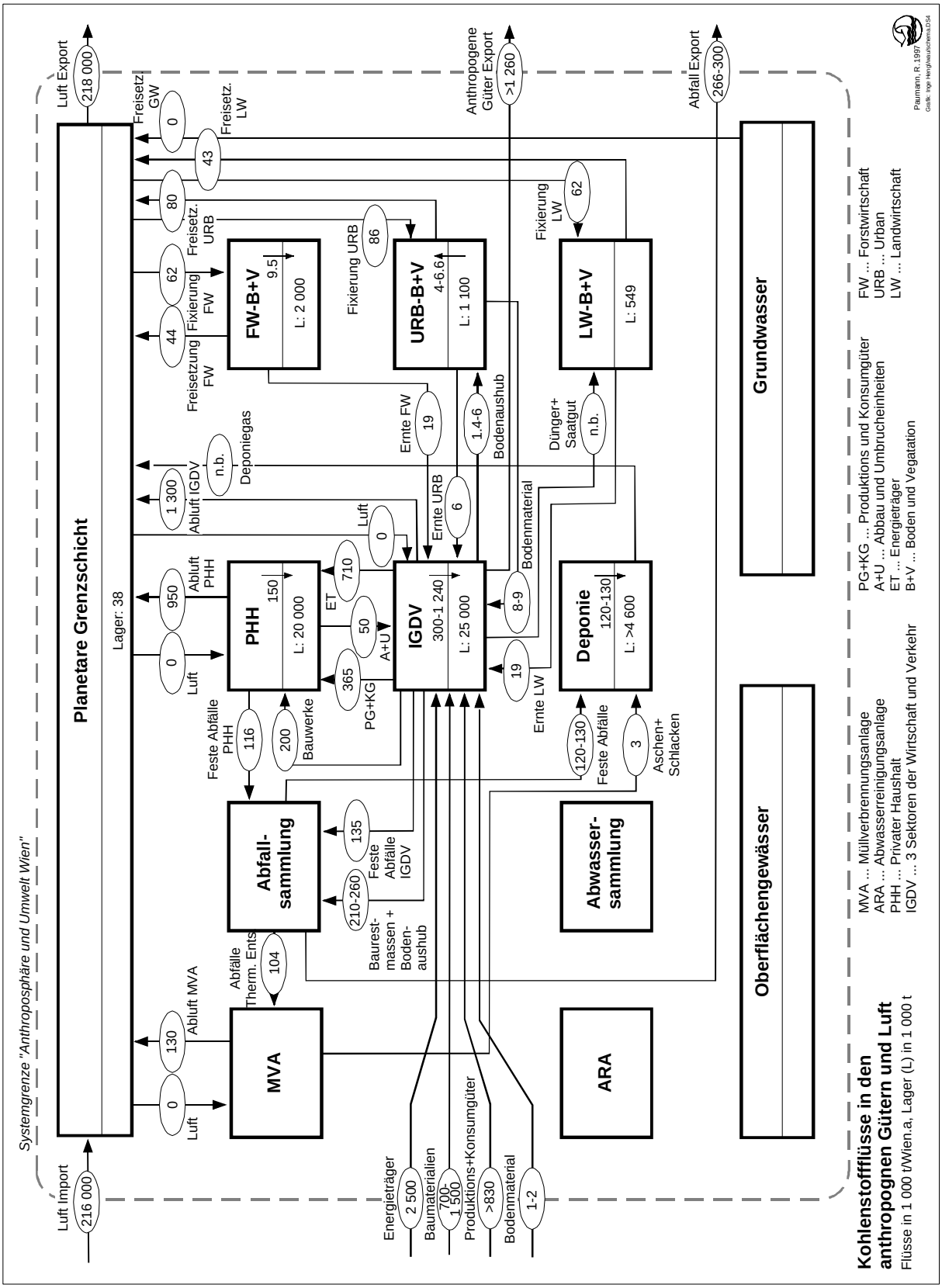

Abbildung 4-5: Kohlenstofflüsse in den Anthropogenen Gütern und Luft

4.1.2.1.3 Kohlenstoffhaushalt der Anthroposphäre und Umwelt Wiens

Die Gesamtbilanz für Kohlenstoff wird dominiert durch den Kohlenstoffimport in anthropogenen Güter und Luft. Der Kohlenstoffdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht ist der größte Fluß im System. Der Kohlenstoffimport in anthropogenen Güter beträgt rd. 2,2 %, der Kohlenstoffimport in den Oberflächengewässern rd. 1 % des Kohlenstoffdurchsatzes der PLG. Die Kohlenstoffemissionen betragen nur rd. 1,1 % des jährlichen Kohlenstoffurchsatzes durch die Planetare Grenzschicht. Das sind aber etwa 10 mal so viel, wie jährlich durch die Wiener Vegetation gebunden wird (Fixierung durch Primärproduktion) und etwa 54 mal soviel wie durch Biomassezuwachs im Wienerwald (Lageranreicherung: 9.500 t/a) langfristig gebunden wird.

Das Kohlenstofflager Anthroposphäre wächst mit 1,1 bis 3 % jährlich, im Prozeß Pedosphäre und Vegetation erfolgt einerseits eine Lageranreicherng von 0,3 % jährlich durch Biomassezuwachs im Wald, andererseits eine Abreicherung von Boden durch Bautätigkeit.

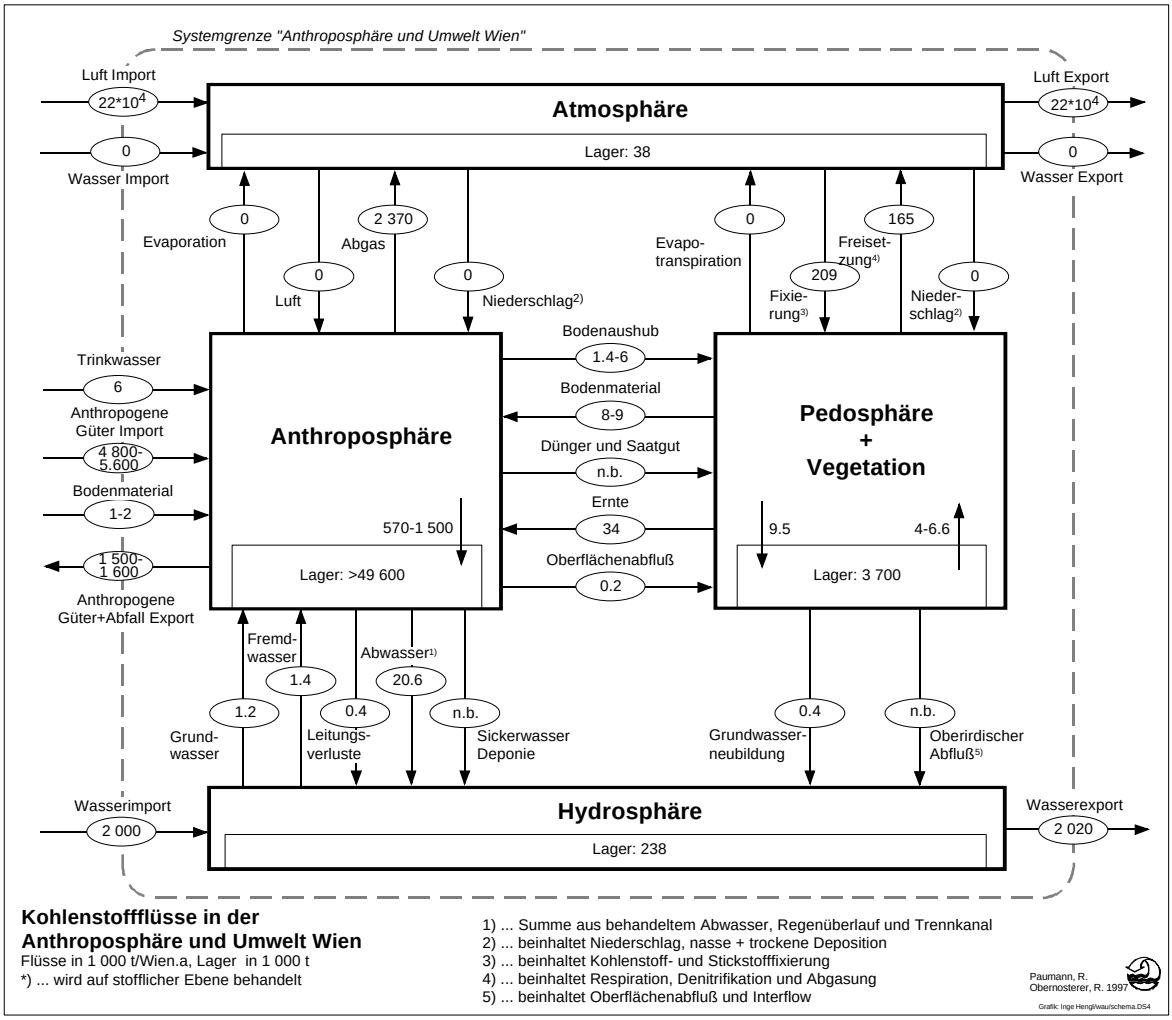

Abbildung 4-6: Kohlenstoffhaushalt der Stadt Wien

4.1.2.2 Stickstoff

4.1.2.2.1 Stickstoffflüsse im Wasser

Größter Stickstoffluß stellt der Wasserdurchsatz der Oberflächengewässer dar. Die zweitgrößten Stickstoffflüsse im Wasserhaushalt sind wie bei Kohlenstoff an das anthropogene Abwasser gebunden. Die Stickstofffracht im Abwasser IGDV und PHH gelangt zu 40 % mit dem Klärschlamm in die thermische Verwertung, zu 60 % in Form von gereinigtem Abwasser in den Vorfluter. Die darin enthaltene Stickstofffracht beträgt 5 % des jährlichen Stickstoffdurchsatzes der Oberflächengewässern.
Pro Hektar findet aufgrund der erhöhten Filterkapazität die höchste Stickstoffdeposition auf den Wald statt. Für das Jahr 1991 konnte für das Grundwasser eine Anreicherung des Stickstofflagers im Grundwasser 3,3 bis 3,4 % bilanziert werden, wodurch eine Verdoppelung des aktuellen Nitratgehaltes von rd. 52 mg NO_3/l in 30 bis 37 Jahren erfolgen würde. Nicht erfaßt werden konnten in der Stickstoffbilanz des Grundwassers eventuelle gasförmige Verluste durch Denitrifikation und möglicher Stickstoffaustrag durch ins Kanalsystem eindringendes Fremdwasser (siehe Pkt. 3.1.2.2). Der Stickstoffeintrag durch Erosion und Interflow in die Oberflächengewässer überwiegt den Eintrag ins Grundwasser um den Faktor 10, aufgrund der hohen Austauschrate der Oberflächengewässer wird diese Stickstofffracht aber über die Systemgrenze exportiert.

4.1.2.2.2 Stickstoffflüsse in anthropogenen Gütern und der Luft

Der Durchsatz von molekularem Stickstoff in der Planetaren Grenzschicht dominiert den Haushalt der anthropogenen Güter und Luft mit > 99 %. Der Stickstoffimport in Form anthropogener Güter liegt in der Größenordnung von 0,8 ‰ dieser Fracht. Dabei liegen die größten Stickstofffrachten in den Produktions- und Konsumgütern vor. Als Spiegelbild dessen sind beim Abfall die größten Stickstofffracht in den Abfällen PHH und IGDV enthalten. Das Stickstofflager der Anthroposphäre wächst mit 1 bis 2 % jährlich. In den Prozessen ‘Boden und Vegetation’ wurde für das Jahr 1991 eine durchschnittliche Stickstoffanreicherung von 0,1 bis 0,3 % berechnet. Da der Boden für Stickstoff einen ‘Durchflußprozeß’ darstellt, muß langfristig mit einem Anstieg des Stickstoffeintrages in Grund- und Oberflächengewässer gerechnet werden. Abbildung 4-7 macht deutlich, daß in den Prozeß ‘landwirtschaftlicher Boden und Vegetation’ anthropogen sogar mehr Dünger eingebracht wird wie mit Ernteprodukten wieder entfernt wird. In der landwirtschaftlichen Praxis nicht berücksichtigt wird der ‘natürliche Düngereintrag’ durch Deposition und mikrobielle Stickstofffixierung.

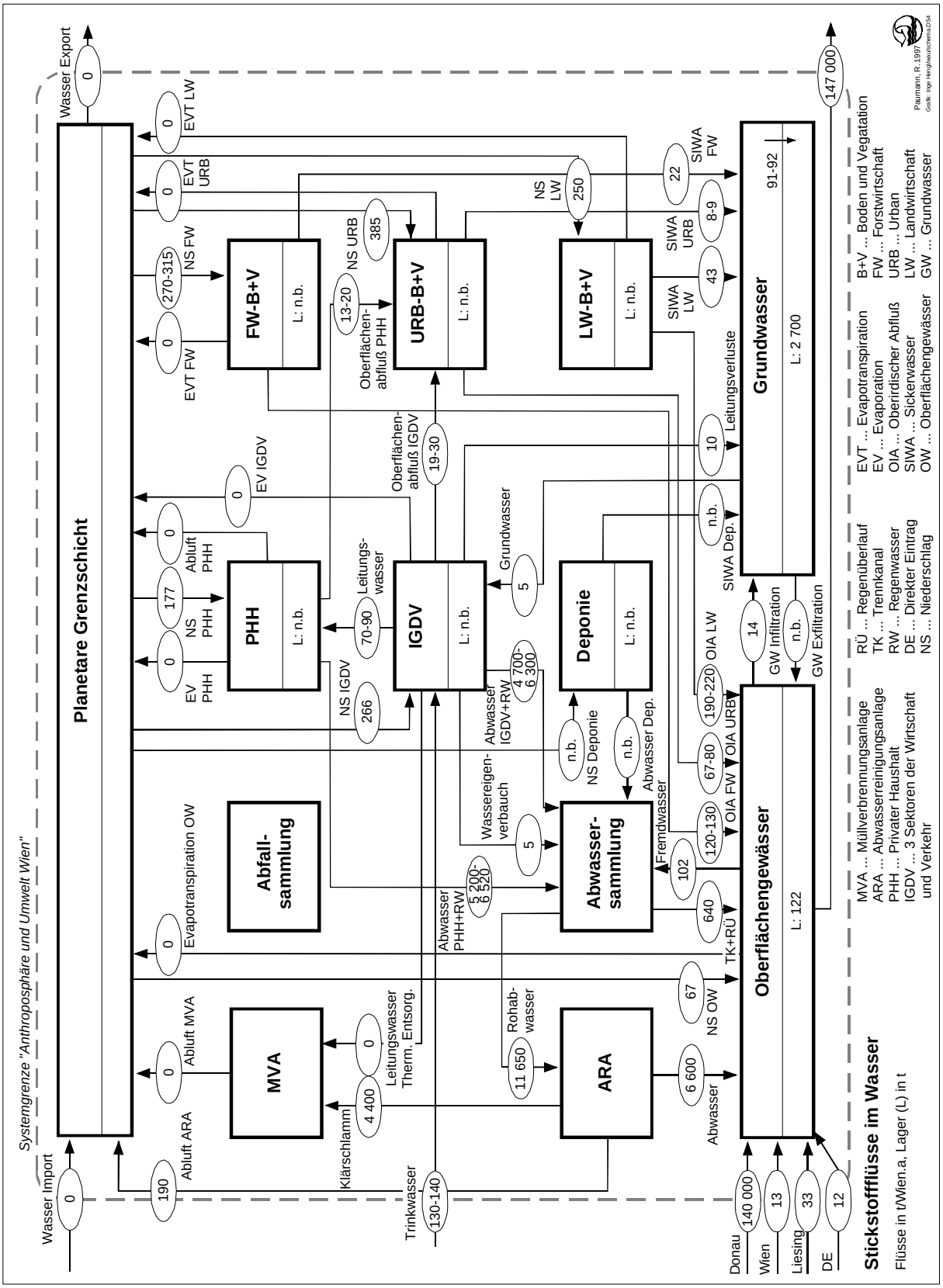

Abbildung 4-7: Stickstoffflüsse im Wasser

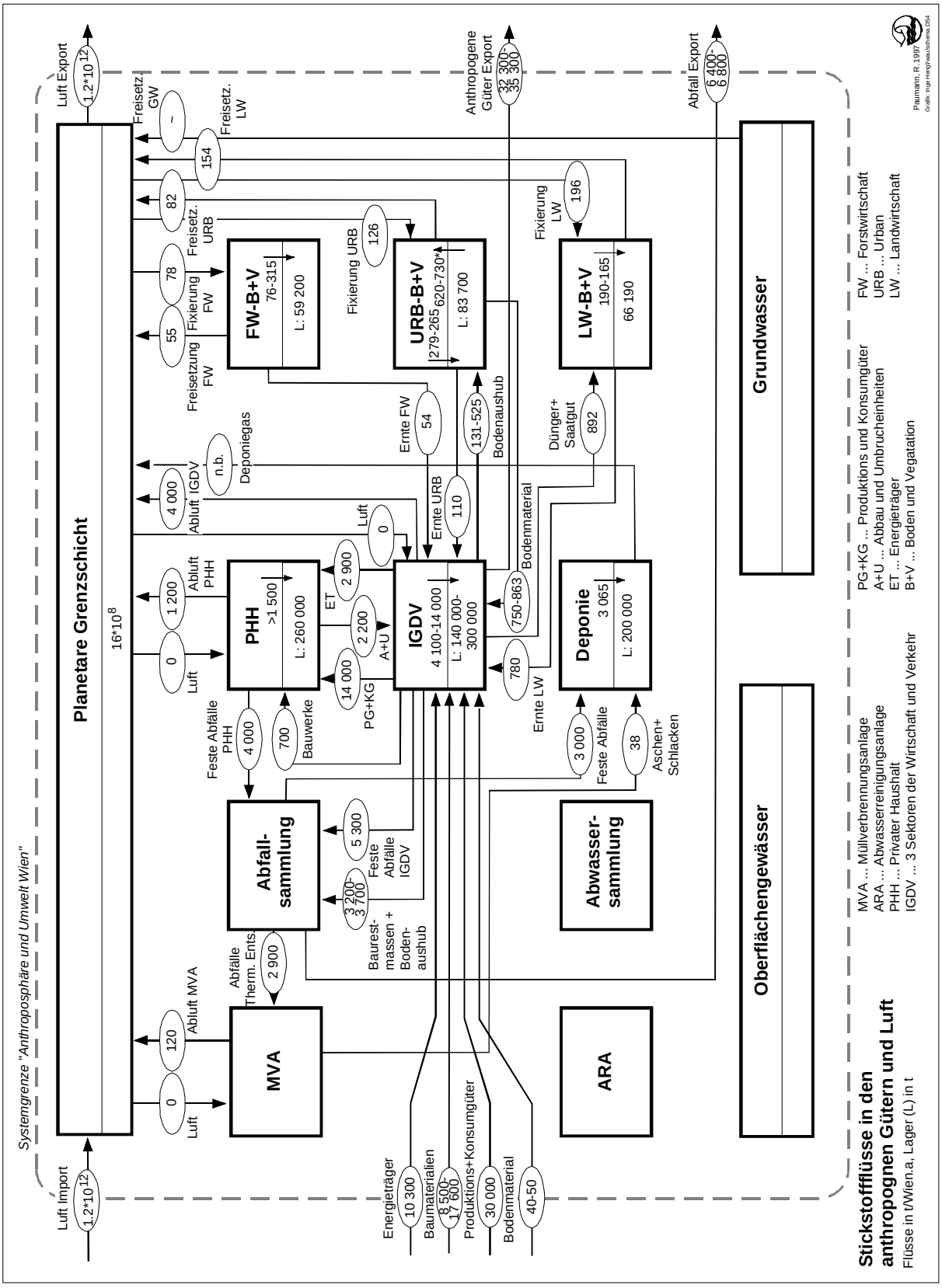

Abbildung 4-8: Stickstoffflüsse in den anthropogenen Gütern und Luft

4.1.2.2.3 Stickstoffhaushalt der Stadt Wien

Den größten Stickstoffffluß (> 99 %) stellt der Durchsatz von molekularem Stickstoff durch die Planetare Grenzschicht dar. Der Stixkstoffdurchsatz in den Oberflächengewässer liegt bei 2 ‰, der Import anthropogener Güter bei 0,8 ‰ dessen. Bei den Emissionen liegen die Stickstofffrachten im Abwasser und in der Abluft jeweils in der gleichen Größenordnung. Die Deposition liegt in einer Größenordnung von 25 % dieser Menge. Der Hauptanteil gelangt in Form von Deposition (70 %) und rund 30 % durch mikrobieller Stickstofffixierung in den Boden.

Für das Jahr 1991 konnte für das Grundwasser eine Lageranreicherung von Stickstoff in der Größenordnung von 3,3 bis 3,4 % bilanziert werden, die vor allem auf die hohe Düngung landwirtschaftlicher Böden zurückzuführen ist. Werden keine Maßnahmen gesetzt, ist mit einer Verdoppelung des aktuellen Nitratgehaltes (derzeit rd. 52 mg NO_3/l) in rund 30 Jahren zu rechnen. Das Stickstofflager der Anthroposphäre wächst hingegen 'nur' mit 1 bis 2 % jährlich.

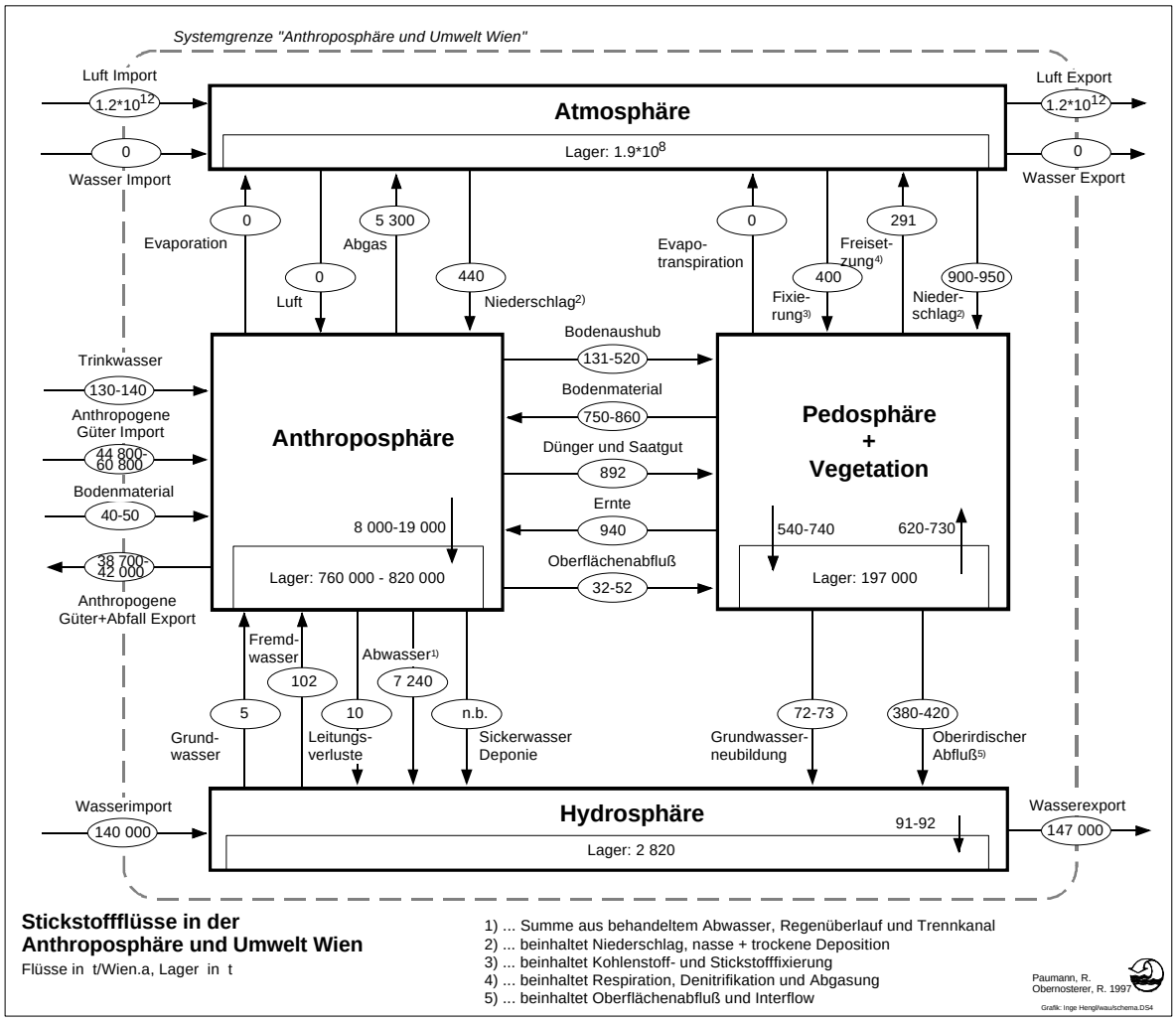

Abbildung 4-9: Stickstoffhaushalt der Stadt Wien

4.1.2.3 Blei

4.1.2.3.1 Bleiflüsse im Wasser

Die größten Bleifrachten im Wasser werden in den Oberflächengewässern transportiert. Den zweitgrößten Bleifluß im Wasserhaushalt stellt nicht wie bei Kohlenstoff und Stickstoff das Abwasser, sondern die Deposition auf den Boden und die Vegetation Wiens dar.

Die Vermutung, daß die abwasserbürtige Bleifracht in der Donau unterhalb von Wien zu einer signifikant erhöhten Bleikonzentration im Sediments führt, konnte nicht bestätigt werden. Wissenschaftliche Untersuchungen [Kralik & Sager, 1986] zeigen, daß die Schwermetallgehalte im Donausediment vor und nach Wien statistisch nicht verschieden sind, wohl aber eine Anreicherung von Blei im Sediment kleineren, schwach fließender Gewässern (z.B. Donaukanal) zu verzeichnen ist.

4.1.2.3.2 Bleiflüsse in anthropogenen Gütern und der Luft

Der jährliche Bleidurchsatz der Planetaren Grenzsicht beträgt 0,3 % der Menge, die in Form von anthropogenen Gütern (va. Produktions- und Konsumgüter), in die Stadt importiert wird. Bei den Abfällen dominieren die Bleifrachten in Abfällen des Privaten Haushaltes.

Das Bleilager der Pedosphäre wächst infolge der Deposition (im Jahr 1991 vor allem aufgrund des Einsatzes von verbleitem Benzin). Obwohl pro Hektar am meisten Blei auf den Prozeß ‘Urbaner Boden und Vegetation’ deponiert wird und dort die Konzentrationen, vor allem an straßennahen Standorten, bereits teilweise über den geltenden Richtwert für multifunktionelle Nutzung von 100 mg Pb/kg [Eikmann & Kloke, 1993] liegen [MA 22, 1991], ist das größte Lagerwachstum im Prozeß ‘forstwirtschaflicher Boden und Vegetation’ zu verzeichnen (0,13 % pro Jahr). Der Grund liegt darin, daß dort eine Verdoppelung des Bleilagers aufgrund der niedrigen Ausgangskonzentration viel schneller erfolgt als in stadtnahen Grünflächen und zudem eine erhöhte Deposition durch die Filterwirkung der Bäume gegeben ist.

Das schnellste Wachstum von Blei ist nicht in den Umweltmedien, sondern in der Anthroposphäre selbst zu verzeichnen (0,5 bis 1,5 % jährlich).

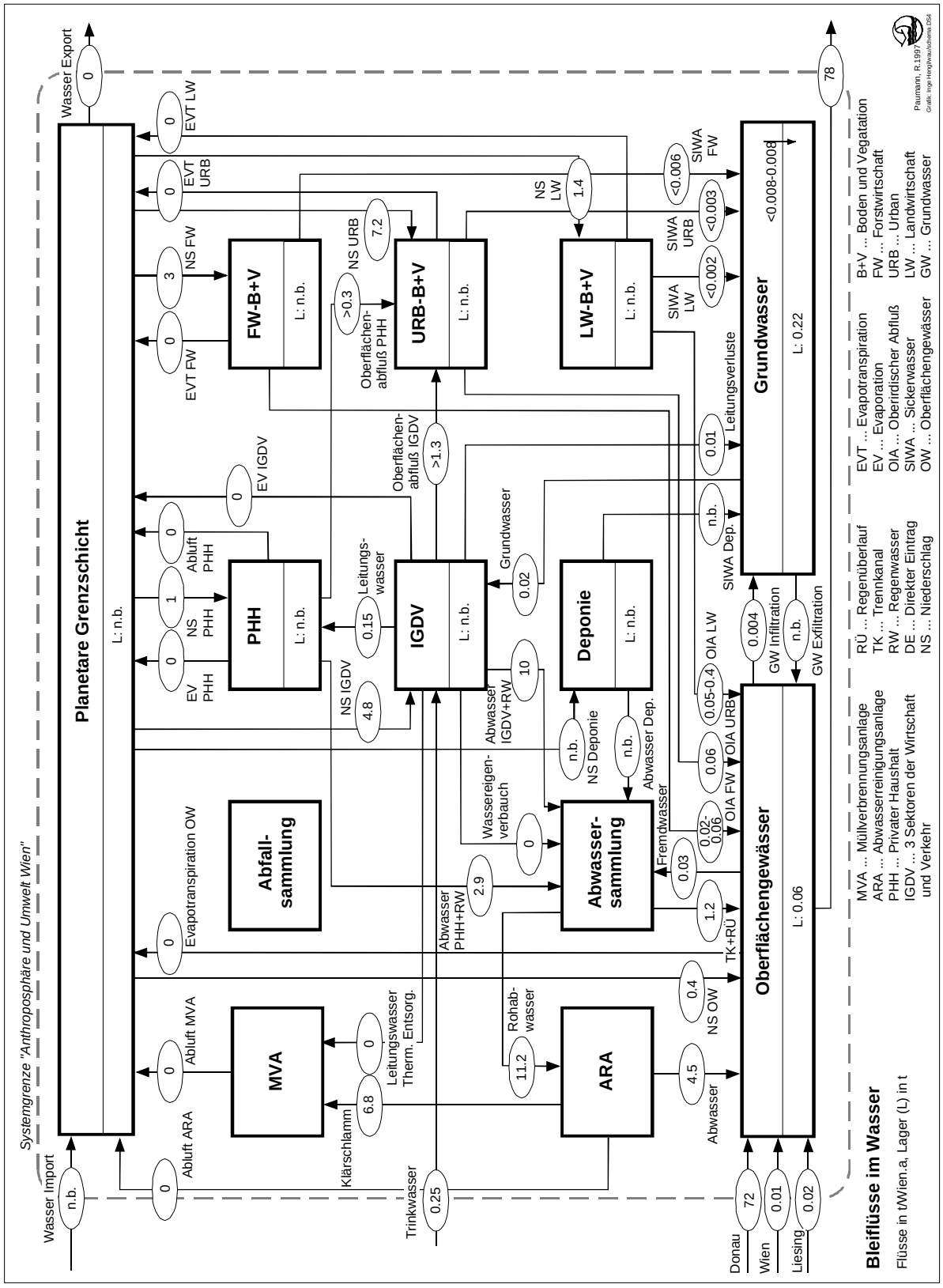

Abbildung 4-10: Bleiflüsse im Wasser

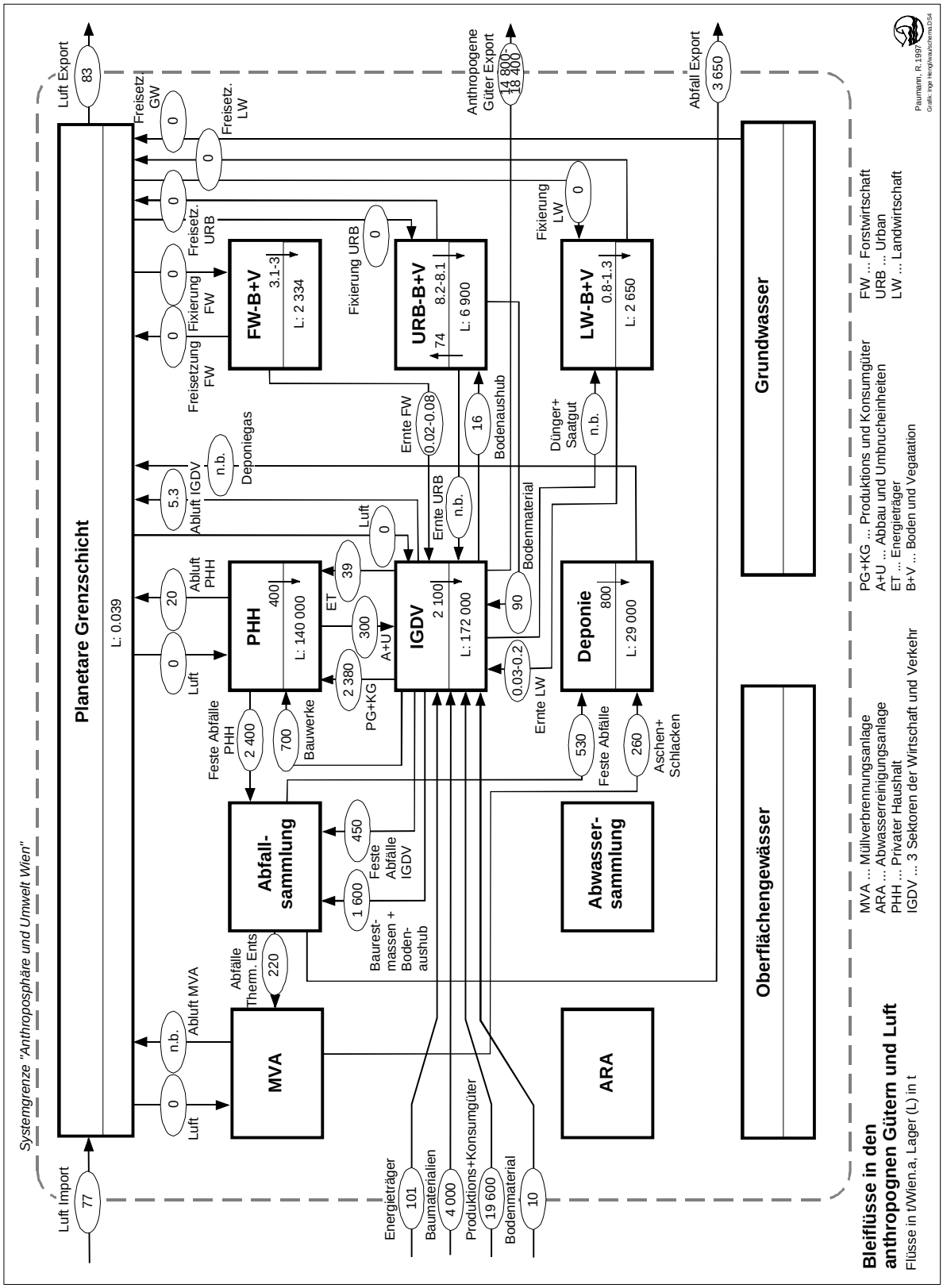

Abbildung 4-11: Bleiflüsse in den anthropogenen Güter und Luft

4.1.2.3.3 Bleihaushalt der Stadt Wien

Im Gegensatz zu Kohlenstoff und Stickstoff, übertreffen bei Blei die anthropogenen Flüsse die natürlichen um ein Vielfaches. Der Bleidurchsatz in den Oberflächengewässer, sowie in der Planetaren Grenzschicht beträgt jeweils 0,3 % der Menge, die in anthropogenen Gütern importiert wird. Ein Großteil davon (78 bis 92 %) wird wieder exportiert.

Das Bleilager der Anthroposphäre ist bereits rd. 30 mal größer als das Lager in Pedosphäre und Vegetation. Der jährliche Lagerzuwachs liegt bei 0,5 bis 1,5 %. Bleideposition auf Boden und Vegetation bewirkt ein Wachstum des Bleilagers im Boden und in der Vegetation um rund 0,1 % jährlich. Das Bleilager in der Planetaren Grenzschicht und Hydrosphäre gemeinsam beträgt nur 0,09 ‰ (!) des Lagers der Anthroposphäre.

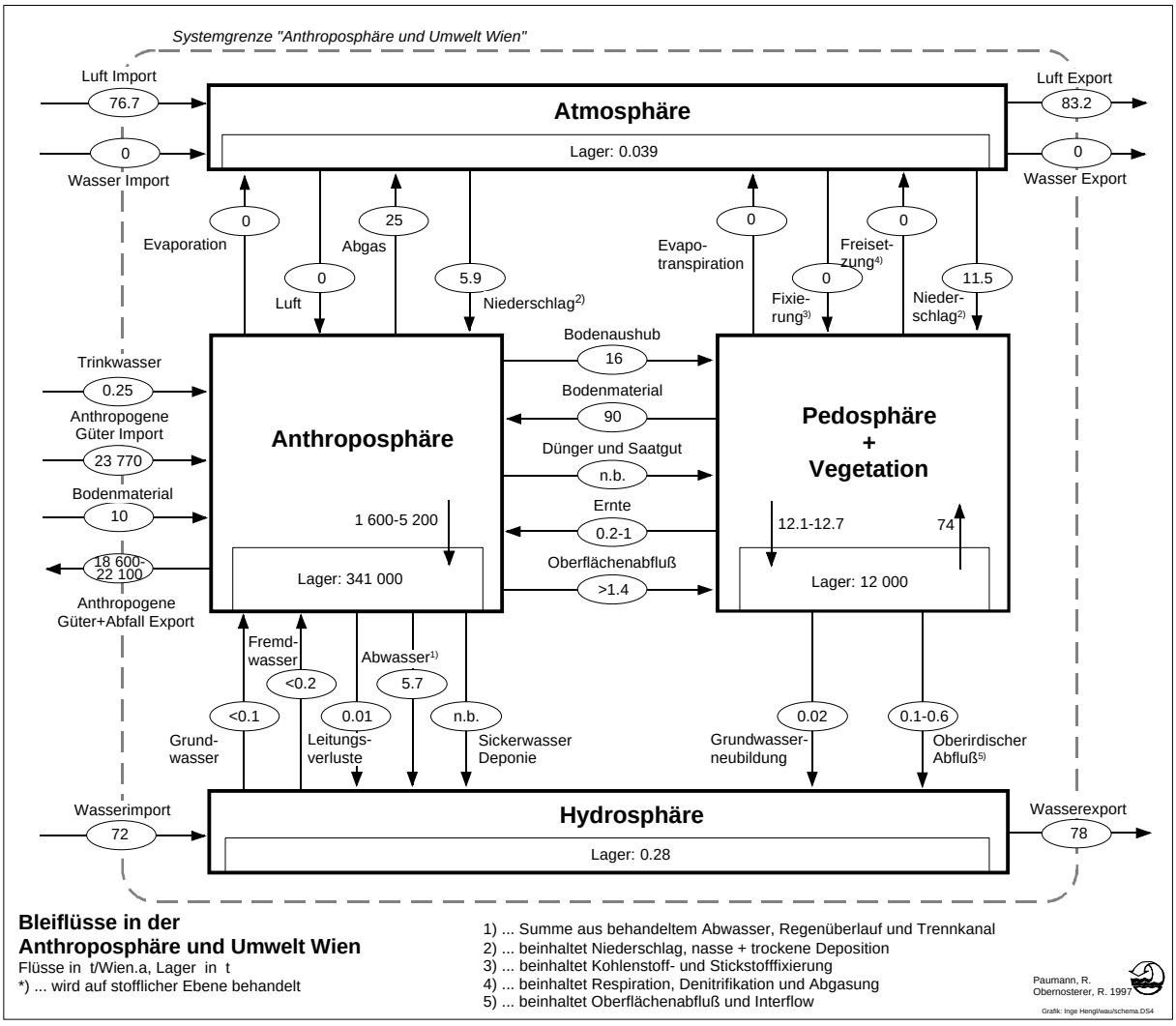

Abbildung 4-12: Bleihaushalt der Stadt Wien

4.2 Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt

4.2.1 Bewertungskriterien für Emissionen und Ressourcen

In den folgenden Abschnitten werden Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt (Ressourcen, Emissionen) nach verschiedenen Bewertungskriterien betrachtet. Behandelt werden einerseits Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiemissionen in die Umwelt Wiens und seines Hinterlandes. Nicht behandelt wird dabei der Austrag von Stickstoff aus landwirtschaftlichen Boden ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer. Dieser Aspekt wird unter Einbeziehung des Hinterlandes von Wien bei [Obernosterer et al., 1997] behandelt. Neben den Emissionen wird der Autarkiegrad Wiens im bezug auf die Ressourcen Energieträger, Trinkwasser und Verdünnungsvolumen für Abwasser berechnet und diskutiert.

4.2.1.1 'Durchflußprozesse' und 'Senken' von Emissionen

Die hohen Erneuerungsraten von Wasser und Luft in der Planetaren Grenzschicht und in der Donau gewährleisten einerseits einen raschen Export von Schadstoffen über die Systemgrenze Wiens hinaus. Andererseits erfolgt zum Teil eine rasche Überführung von Stoffen in andere Umweltmedien. Anschaulich demonstriert wird dieser Umstand beispielsweise durch die rasche Deposition von verkehrsbürtigem Blei auf Straßenbegleitflächen [Blume, 1990]. Wie aus Tabelle 4-1 ersichtlich, werden im Durchschnitt die Wiener Luft und das Wasser der Donau mehrere male pro Tag erneuert. Unter der - hypothetischen - Annahme, daß kein Wasser- und Luftaustausch stattfinden würde, wären die Grenzwerte für toxikologisch relevante Verbindungen innerhalb kurzer Zeit überschritten (siehe dazu auch [Wackernagel & Rees, 1996]).

Tabelle 4-1: Überschreiten von Grenz- und Richtwerten in Wien unter der Annahme, daß keine Eneuerung von Luft und Wasser in der Planetaren Grenzschicht und Donau (PLG = Planetare Grenzschicht)

Umwelt-	**Durchflußprozeß**	**Senke: Überschreiten von Grenzwerten** *)		
medium	Erneuerungsrate	Kohlenstoff	Stickstoff	Blei
PLG	Luft: 15 x täglich	332 Tage 1)	2 Tage 3)	6 Tage 5)
Donau	Wasser: 3 x täglich	0 - 2 Tage 2)	10 Tage 4)	140 Tage 6)

*) Annahme: Verbindungen sind chemisch stabil
1) Kohlendioxid (CO_2)
2) gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)
3) Stickoxide (NO_x)
4) Ammonium-, Nitrat-, und Nitrit-Stickstoff (NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N)
5), 6) Gesamtblei (Pb)

4.2.1.2 Bewertung von Emissionen anhand von toxikologischen Grenzwerten und anhand des mit natürlichen Stoffflüssen

In den folgenden Abschnitten werden Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiemissionen in die Luft und in die Donau nach verschiedenen Kriterien bewertet. Einerseits werden Konzentrationen in Umweltmedien den toxikologischen Grenz- und Richtwerten gegenübergestellt (Risk-Assessment-Faktor), andererseits werden anthropogene Emissionen mit natürlichen Stoffflüssen verglichen (Geogener-Referenz-Faktor).

Tabelle 4-2: Bewertungskriterien für Emissionen in die Luft und in die Donau: (RA_{Faktor} > 1 = Risko für die Umwelt zu erwarten; RA_{Faktor} < 1 = keine Risiko für die Umwelt zu erwarten; GR_{Faktor} > 1 = die anthropogenen Emissionen sind größer als die natürlichen Emissionen Wiens, GR_{Faktor} < 1 = die anthropogenen Emissionen sind kleiner als die natürlichen Emissionen Wiens)

Stoff	Verbindung	Risk-Assessment-Faktor (RA_{Faktor})	Geogener-Referenz-Faktor (GR_{Faktor})
Kohlenstoff			
Abluft	CO_2	0,01	24
Abwasser	DOC *	0,5 - 1	70 - 650
Stickstoff			
Abluft	NO_2 [1)] , N_2O [2)]	0,9 - 1,5 [1)]	800 [2)]
Abwasser	Ges-N **	0,4	140
Blei			
Abluft	Pb	0,1	38
Abwasser	Pb	0,03	8 - 100

** gelöster organischer Kohlenstoff*
*** Summe aus NH_4-N, NO_3-N und NO_2-N*

Wie aus Tabelle 4-2 ersichtlich, ist der RA_{Faktor} für die betrachteten Verbindungen sowohl in der Wiener Luft, als auch in der Donau großteils < 1. Ein Risiko für die Umwelt ist demnach – gemessen an den toxikologischen Grenzwerten – nicht gegeben. Eine Ausnahme stellen die aus dem Kfz-Verkehr stammenden Stickoxiden dar, bei denen zeitweise Grenzwertüberschreitungen auftreten. In der Donau liegt der Indikator für organische Belastung, der gelöste organische Kohlenstoff im Jahresmittel bei 2,5 bis 5,5 mg DOC/l und somit nahe des Grenzwertes von 5,5 mg DOC/l. Grenzwerte für Blei werden trotz jährlicher hoher Emissionsfrachten sowohl in der Luft als auch in der Donau bei weitem nicht erreicht. Trotz des raschen Anstieges der CO_2-Konzentration der Erdatmosphäre ist der gefährliche Konzentrationsbereich für den Mensch [Moll, 1973] heute noch 90 mal höher als die derzeitige CO_2-Konzentration der Erdatmosphäre, der RA_{Faktor} beträgt in Wien 0,01. Auch der Grenzwert für Stickstoff im Wasser ist höher als die derzeitige Stickstoffkonzentration in der Donau.

Die Berechnung des $RA_{Faktors}$ zeigt kaum ein Risiko für die Umwelt Wiens. Zu bedenken ist hierbei allerdings, daß viele Grenzwerte nur auf die Gesundheit des Menschen oder

ausgewählter Indikatororganismen ausgerichtet sind. Negative Umweltauswirkungen können jedoch oft schon bei niedrigeren Konzentrationen gegeben sein. Als Beispiel sei hier Kohlendioxid angeführt, das der Mensch in relativ hohen Konzentrationen toleriert (90 mal mehr als derzeit gemessen). Umweltauswirkungen wie z.B. der Treibhauseffekt werden aber schon bei der heutigen Konzentration (350 ppm, das ist etwa um 1/3 höher ist als in 'vor-industriellen Zeiten') als gesichert angesehen. Zweitens ist zu bedenken, daß – wie schon erwähnt – die Einhaltung von Grenzwerten in Luft und in der Donau nur durch die hohe Verdünnungskapazität dieser Umweltmedien bzw. durch Export von Emissionen gewährleistet ist (siehe Tabelle 4-1).

Die in den Umweltmedien auftretenden Konzentrationen an Schadstoffen können sowohl gemessen werden, als auch mit Hilfe der Stoffflußanalyse und entsprechenden 'Risk-Assessment-Modellen' [z.B. Europäische Kommission, 1996] berechnet werden, bevor sie noch entstehen. Zu wünschen ist, daß in Zukunft das Umweltmonitoring nicht nur aus Messungen sondern durch Berechnungen kombiniert wird, was eine enorme Einsparung an Probenmaterial bewirken würde, aber auch den Vorteil hätte, daß enventuelle meßtechnische Fehler und Lücken im System klar zu Tage treten würden. Eine enstprechende Datenbasis müßte allerdings aufgebaucht werden.

Der GR_{Faktor} zeigt, daß bei allen betrachteten Verbindungen die anthropogenen Emissionen in Wien um ein vielfaches höher sind als vergleichbare natürliche Emissioen. Beispielsweise sind in der Planetaren Grenzschicht die größten Abweichungen bei Stickoxiden (GR_{Faktor} 800), gefolgt von Blei (GR_{Faktor} 38) und Kohlendioxid (GR_{Faktor} 24) gegeben sind. Daß bedeutet zum Beispiel, daß der Kohlenstoffffluß, der aus Verbrennungsaktivität in der Anthroposphäre stammt, rund 24 mal größer ist, als die Menge, die von einer gleich großen 'natürlichen' Fläche abgegeben würde. Bei Blei ist die anthropogene Emission 38 mal so groß wie die Fracht, die annähernd natürlich emittiert wird (z.B. durch Vulkanausbrüche, Bodenverwehungen und Brände). Bei Stickstoff werden die geogenen Referenzflüsse sogar um den Faktor 800 übertroffen. Zu diskutieren ist hierbei, daß als Referenzverbindung für Stickoxide die Lachgasfreisetzung (N_2O) von Mikroorganismen gewählt wurde (siehe Methoden). Eine Mitberücksichtigung von Distickstoff (N_2) würde einen GR_{Faktor} von 20 ergeben, der somit somit in der Größenordnung von Kohlendioxid liegen würde. Weiters stellt sich die Frage, inwieweit anthropogene Stofffüsse in den natürlichen Stofffhaushalt eingreifen dürfen um noch als 'umweltverträglich' zu gelten. [Baccini & Brunner, 1991] nennen etwa einen Richtwert von 10 % als tolerierbare Veränderung.

4.2.1.3 Bewertung von Ressourcen anhand des 'Autarkiegrades'

Die Stadt Wien ist im bezug auf die Ressourcen Wasser (17 % Eigenversorgung), Energieträger (6,4 % Eigenversorgung) aber auch beim Kritischen Verdünnungsvolumen für Abwässer (2,4 % 'Eigenversorgung) vom Umland abhängig.

Rund 94 % der benötigten Energieträger werden aus dem Hinterland importiert (davon etwa 80 % in form von kohlenstoffhaltigen fossilen Energieträger). Der Autarkiegrad für Energieträger beträgt in Wien demnach im Jahr 1991 6,4 % und stammt im wesentlichen aus brennbaren Abfällen (siehe dazu auch Tabelle 4-6). Wie sich eine Nutzung brachliegender

nichtfossiler Energiequellen (z.B. Solarstrahlung) auf den Selbstversorgegrad mit Energie bzw. auf die damit zusammenhängenden Kohlendioxidemissionen Wiens auswirken würde, wird im Kapitel 4.2.2 behandelt. Bei der Ressource Wasser beträgt der Autarkiegrad derzeit 17 % (hauptsächlich gedeckt durch Grundwassereigenförderung, das großteils für Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen genützt wird). Im Hinblick auf die 'Ressource' Kritisches Verdünnungs-Volumen für Emissionen in die Donau (das ist jenes Volumen an Wasser, das benötigt wird, um die Emission bis unter den Grenzwert zu verdünnen) ist der Autarkierad noch geringer (2,4 %). Es wäre zirka 40 mal mehr Niederschlag nötig, als derzeit netto (d.h. Niederschlag minus Verdunstung) auf die Fläche Wiens fällt.

Tabelle 4-3: Autarkiegrad Wiens bei Energie, Wasser und Kritisches-Verdünnungs-Volumen für Abwasser

Ressource	in Wien verbraucht	in Wien vorhanden	Autarkiegrad (%)
Wasser	139 Mio m^3/a	23,7 Mio m^3/a	17
Energieträger	40.677 GWh/a	2.618 GWh/a	6,4
KVV Abwasser *	4879 Mio m^3/a	119 Mio m^3/a **	2,4

** KVP = Kritisches-Verdünnungs-Volumen (siehe Glossar)*
*** Nettogebietsniederschlag (Gebietsniederschlag auf Wiens minus Gebietsverdunstung)*

Zu diskutieren wird in Zukunft sein, wie hoch der Autarkiegrad von Regionen im bezug auf Ressourcen sein muß, um 'nachhaltig' zu sein. [Baccini et al., 1997] nennt beispielsweise einen Wert von 80 % für essentielle Güter einer Region. Das 'System Stadt' wird im bezug auf benötigte Ressourcen immer bis zu einem gewissen Prozentsatz vom Umland abhängig sein. Auch ein 'natürliches Ökosystem' stellt bis zu einem bestimmten Grad ein offenes System dar, dessen Stoffkreisläufe aber zur Selbstregulierung befähigt sind [Lampert & Sommer, 1993]. Es ist klar, daß die Entwicklung eines regionalen Nachhaltigkeitskonzeptes für die Stadt Wien die Einbeziehung seines Umlandes voraussetzt. Ziel muß es sein, eine Region (Stadt und Umland) zu definieren, in dem Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt so gestaltet werden, daß langfristig die Fähigkeit zur Selbstregulation ihrer Stoffkreisläufen bewahrt bleibt.

4.2.2 Wien auf dem Weg zu einer 'Nachhaltigen Stoffbewirtschaftung'

Im folgenden Kapitel werden aufbauend auf Kapitel 4.1 und 4.2.1 die jährlichen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiemissionen in die Luft und die Gewässer Wiens sowie die Umweltprobleme, die sie verursachen kurz umschrieben. Weiters werden Soll-Werte für Emissionen aufgrund des Geogenen-Referenz-Faktors aus Tabelle 4-2 und Maßnahmen, die eine Annäherung an den Soll-Zustand bringen sollen, in ersten Ansätzen aufgezeigt.

4.2.2.1 Kohlenstoff

Tabelle 4-4: Kohlenstoffemissionen Wiens: Ist- und Sollzustand,Umweltprobleme sowie vorgeschlagene Maßnahmen zur Annäherung an den Soll-Zustandund (die Angaben beziehen sich auf die versiegelte Fläche Wiens - siehe Tabelle 3-1)

K O H L E N S T O F F (C)	
I s t - Z u s t a n d	U m w e l t p r o b l e m e
Emissionen in die Atmosphäre: 2,370.000 t C/a (18 kg C /m^2) Quelle: Verbrennungsprozesse zur Energiegewinnung	Grenzwert für CO_2 und CO nicht überschritten, jedoch Anstieg der CO_2-Konzentration um 0,5 % pro Jahr: Verschiebung des Artensprektrums der Vegetation, Klimaänderungen usw. teilweise bereits wissenschaftlich bewiesen
Emissionen in Hydrosphäre: 20.600 t C/a (158 g C/m^2) Quelle: Abwasser	Konzentration in Oberflächengewässer nahe des Grenzwert für gelöst.org. Kohlenstoff (DOC), dieser gut abbaubar, jedoch v.a. bei stehenden Gewässern Gefahr der übermäßigen Sauerstoffzehrung, Anstieg der bakteriellen Biomasse
S o l l - Z u s t a n d	M a s z n a h m e n
Emissionen in die Atmosphäre: 99.000 t C/a (0,76 kg /m^2) Quelle: CO_2-Freisetzung (Respiration) von Tieren und Mikroorganismen **Emissionen in die Hydrosphäre:** 37,5 bis 375 t C/a (0,29 bis 2,9 g/m^2) Quelle: Erosion, Laubfall usw.	Abkehr von fossilen Energieträgern, Verstärkte Nutzung brach- liegender Energiequellen (Solarenergie, Abfall, Deponiegas) und Forcierung CO_2-neutraler Energiepotentiale (Biomasse) (siehe Tabelle 4-6) keine Maßnahme definiert

Im folgenden Abschnitt wird auf die in Tabelle 4-4 angeführten Maßnahmen zur Senkung der CO_2-Emissionen Wiens näher eingegangen. Die Problematik der Anstieges der CO_2-Konzentration der Erdatmosphäre (jährliche Zunahme im Jahr 1990: 0,5 %, [UBA, 1996]) ist bekannt. Sie hängt in erster Linie mit der Verbrennung fossiler Energieträger zusammen. Die möglichen ökologischen und ökonomischen Folgen sind vielseitig: Die Verschiebung des Artenspektrums der Vegetation und Auswirkungen auf die Physiologie von Pflanzen sind nur ein Beispiel und derzeit auch an Wiener Universitäten Gegenstand intensiver Forschungsarbeit [Bugmann & Fischlin, 1994; Hager, 1997a; Grabherr, 1997; Schlamadinger & Marland, 1996; Halbwachs et al., 1995].

Im zweiten Nationalen Klimareport [BMUJF, 1997] werden als Maßnahmen für die Verringerung bzw. Kompensation hoher CO_2-Emissionen unter anderem der verstärkte Einsatz erneuerbarer Energieträger (hierzu wird nicht ganz treffenderweise auch brennbarer Müll gezählt) und die Ausweitung von Waldflächen als CO_2-Senken angeführt. Für die Stadt Wien sind in diesem Zusammenhang vor allem folgende Fragen interessant: 1) welche nicht fossile Energiepotentiale liegen in Wien derzeit brach und 2) und welche Einsparung von CO_2-Emissionen würde die Substitution fossiler Energieträger bringen?

Ein großes natürliches Energiepotential Wiens, das derzeit großteils nicht genutzt wird, ist die Globalstrahlung, die auf die Stadtfläche auftrifft. Die Nettoglobalstrahlung liegt in der

Größenordnung von 178.429 GWh/a [Liang, 1982] und somit über den jährlichen Energiebedarf Wiens von 43.295 GWh/a im Jahr 1993 [Sedlacek,1991]. Inwieweit dieses unter Einbeziehung von Wirkungsgraden von Solaranlagen theoretisch genutzt werden könnte, ist in Tabelle 4-6 berechnet. Im bezug auf Biomasse fällt auf, daß nur rd 56 % des jährlichen Zuwachses des Wienerwaldes forstwirtschaftlich genutzt werden Dies stellt übrigens einen österreichweiten Trend dar (gesamtösterreichisch werden rd. 63,2 % des Zuwachses genutzt [UBA, 1996]). Die Wiener Holzbiomasse nimmt um 0,7 % jährlich zunimmt (siehe Abbildung 4-2). Ein weiteres Energiepotential liegt in Wien in deponierten Abfällen brach. Trotz eines positiven Trends wurden im Jahr 1993 noch 19 % des anfallenden Hausmülls deponiert, statt wiederverwertet oder thermisch genutzt [Fernwärme Wien GesmbH,1997].

Tabelle 4-5: Maßnahmen für eine Hebung des Autarkiegrades für Energie und Senkung der anthropogenen Kohlenstoffemission Wiens; nicht berücksichtig ist hierbei der Verkehrsektor; siehe dazu [MA 22, 1997; Obernosterer et al., 1998]

• Dach- und Hofflächen der Stadt Wien werden mit Solaranlagen ausgestattet [1)]
• der für die Deponierung vorgesehene Hausmüll wird thermisch verwertet [2)]
• das gesamte im Wienerwald jährlich zuwachsende Holz (+Äste u. Rinde) wird genutzt [3)]
• der Energieverbrauch wird am 2,5 % gesenkt [4)]

1) ausgehend von einem spezifischen Wärmeertrag von 150 kWh/m^2/Jahr, der mit verbesserter Solartechnik in Zukunft erzielt werden kann [Faninger, 1992], Annahme: 7.880 ha zur Verfügung stehende Dachfläche
2) ausgehend von der Menge des deponierter Hausmüll im Jahr 1993 von 154.375 t, des entspricht 19 % der anfallenden Menge [Geschäftsbericht der Fernwärme Wien GesmbH, 1995/96]
3) ausgehend von einem Energieertrag von 4,7 MWh/t Trockengewicht für Holz bzw. 4,3 MWh/t Trockengewicht für Äste und Rinde [Larcher, 1984, Kollmann, 1992].
4) der Wert von 2,5 % liegt im unteren Bereich des möglichen, näher auf Reduktionspotentiale (z.B. durch Altbausanierung, Stromsparen, verbesserte Technik) geht ein derzeit von der MA 22 durchgeführtes Projekt mit dem Titel 'KliP - Bestandsaufnahme und Handlungsfelder Energie' [MA 22, 1997] ein.

Die oft gestellte Forderung nach einer Anhebung der Waldfläche im Hinblick auf verstärkte CO_2-Bindung wurde nicht in Tabelle 4-5 aufgenommen, da sie nur kurzfristig Wirkung zeigt. In einem anthropogen nicht beeinflußten Ökosystem wird über ländgere Zeit annähernd die gleiche Menge Kohlendioxid, die während des Pflanzenwachstums gespeichert wird (Primärproduktion, das ist der Aufbau von Biomasse, z.B. Pflanzen) bei Abbauvorgängen (Zersetzung abgestorbener Biomasse) wieder frei.

Tabelle 4-6: Import und Eigenversorgung von Energieträger in Wien ausgehend von einem Energiebedarf von 43.295 GWh/a in Wien im Jahr 1993 [Sedlacek, 1991].

	1993		Zukunft	
	GWh/a	%	GWh/a	%
Gesamt Import	*40.677*	*94,1*	*27.516*	*63,6*
Erdgas	17.364	40,1	12.155	28,1
Treibstoffe	8.966	20,7	8.966	20,7
Flüssige Brennstoffe	7.952	18,4	0	0
Wasserkraft u. Fremdstrom	4.982	11,5	4.982	11,5
Feste Brennstoffe inkl. Brennholz	1.413	3,3	1.413	3,3
Gesamt Eigenversorgung	*2.618*	*5,9*	*14.696*	*33,9*
Brennholz (Holzernte Wien]	94	0,2	137	0,3
Brennbare Abfälle + ind. Wärme	2.054	4,7	2.329	5,4
Umweltenergie + Strom aus Deponiegas	60	0,1	11.820	27,3
eigene Wasserkraft	410	0,9	410	0,9
GESAMT	**43.295**	**100**	**42.212**	**97,5**

Würden die in Tabelle 4-5 vorgeschlagenen Maßnahmen gesetzt, könnten rund 30 % Erdgas und 100 % der flüssigen Brennstoffe ersetzt werden. Das größte Steigerungspotential liegt dabei bei der Solarenergie (+ 27 %), gefolgt von der thermische Verwertung sämtlich im Jahr 1993 deponierten Hausmülls (+ 0,7 %). Nicht berücksichtig ist hierbei allerdings die Realisierbarkeit dieser Maßnahmen, etwa im Hinblick auf die Kosten der Errichtung von Solaranlagen – siehe dazu KliP-Projekt. Der Beitrag einer verstärkten Biomassenutzung des Wienerwaldes ist dagegen verschwindend gering (+ 0,1 %). Berechnet man die Fläche, die annähernd nötig wäre, um den gesamten Wiener Energiebedarf mit jährlich zuwachsenden Holz zu decken, erhält man eine Fläche von rd. 2 Mio Hektar, das ist 50 mal die Fläche Wiens!

Würden die in Tabelle 4-5 angeführten Maßnahmen gesetzt, könnte weiters durch die Substitution fossiler Energieträger eine Reduktion der CO_2-Emissionen Wiens um 37 % erzielt und der Autarkiegrad Wiens bei Energieträger auf 34 % gehoben werden.

CO_2-Reduktionspotential = 37 %
~ 5.512.000 t CO_2/a

Tabelle 4-7: Steigerung des Autarkiegrades bei Energieträger und Auswirkung auf die CO_2-Emissionen Wiens

Parameter	1993	Zukunft
Autarkiegrad Wiens hinsichtlich Energie (%)	6	34
Kohlendioxidemissionen Wiens (1000 t CO_2/a)	8.778	5.512

4.2.2.2 Stickstoff

In Tabelle 4-8 sind kurz die größten Umweltprobleme, die durch Emission ausgewählter Stickstoffverbindungen in die Luft und in die Hydrosphäre Wiens verursacht werden, sowie Denkansätze für Maßnahmen, die zu einer Annäherung an den Soll-Zustand beitragen können, angeführt. Im folgenden Abschnitt wird auf die Auswirkungen erhöhter Stickstoffdeposition auf die Böden und die Vegetation Wiens näher eingegangen.

Tabelle 4-8: Stickstoffemissionen Wiens: Ist- und Sollzustand, Umweltprobleme sowie vorgeschlagene Maßnahmen zur Annäherung an den Soll-Zustand (die Angaben beziehen sich auf die versiegelte Fläche Wiens - siehe Tabelle 3-1)

S T I C K S T O F F (N)	
I s t - Z u s t a n d	U m w e l t p r o b l e m e
Emissionen in die Atmosphäre: 5.300 t N/a (40 g/m^2) Quellen: va. Kfz-Verkehr	Grenzwert für NO_x und Ozon in Wien zeitweise überschritten → Schädigung der Atemwege und Repirationsorgane von Pflanzen durch Ozon, erhöhte Deposition von Stickstoffverbindungen auf Vegetation und Boden (siehe Tabelle 4-9)
Emissionen in Hydrosphäre: 7.240 t N/a (55,6 g/m^2) in die Donau, Quellen: Abwasser 430-450 t/a ins Grundwasser Quellen: va. Auswaschung aus landwirtschaftlicher Boden	Eutrophierung Schwarzes Meer und von Grundwasser Nitratgehalt des Wiener Grundwasser großteils über dem Grenz- wert → nicht nutzbar als Trinkwasser, erhöhte Austräge von N-Verbindungen in Luft und Oberflächengewässer
S o l l - Z u s t a n d	M a s z n a h m e n
Emissionen in die Atmosphäre: 6,5 t N/a (0,05 g N/m^2) Quelle: N-Freisetzung durch Denitrifikation u. Ausgasung natürlicher Böden	Reduktion der verkehrsbedingten Stickoxde durch verbesserte Technik (Motoren), Forcierung alternativer Verkehrsmittel, raumplanerische Maßnahmen
Emissionen in die Hydrosphäre: 52 t N/a (0,4 g N/m^2) Quellen: Erosion, natürliche Auswaschung	Oberflächen- und Grundwässer: Kläranlagen mit Denitrifikationsstufe, Umstellung der Ernährungsgewohnheiten, Senkung des N-Eintrages auf Böden durch bedarfsgerechte Düngung, Senkung der Deposition → dadurch Verringerung von Auswaschung, Erosion und gasförmigen Verlusten

Stickstoffemissionen in die Luft sind um den Faktor 800 höher als vergleichbare geogene Flüsse. Gasförmige Stickstoffemissionen sind sowohl verantwortlich für die Bildung des Reizgases Ozon als auch für erhöhte Stickstoffdeposition auf Boden und Vegetation. Zwar ist Stickstoff ein essentieller Pflanzennährstoff, trägt aber - wenn in hohen Frachten deponiert - auch zur Entstehung sogenannter 'Neuartiger Waldschäden' bei [Flaig & Mohr, 1996]. Die atmosphärische Stickstoffdeposition auf den Wiener Wald ist im Vergleich zu den kritischen Einträgen ('Critical Loads') zu hoch (Tabelle 4-9). Dabei muß allerdings erwähnt werden, daß erhöhte Stickstoffeinträge in den Wienerwald nicht allein der Wiener Abluft zugeordnet werden können, da auch importierte Schadstoffe eine Rolle spielen.

Tabelle 4-9: Stickstoffdeposition auf den Wienerwald und kritische Stickstoffeinträge für Europäische Wälder

Parameter	Wert	Einheit	Literatur
1) Stickstoffdeposition in Wien:	34 - 40	kg/ha.a	
2) 'Critical Load' für Stickstoffdeposition:			
Europ. Wälder hins. Nitratauswaschung [1)]	10	kg/ha.a	Flaig & Mohr, 1996
Laubwald (hins. Artenzusammensetzung) [2)]	< 15 - 20	kg/ha.a	Flaig & Mohr, 1996
3) pH-Wert Niederschlag und Boden:			
unbelasteter Regen	6,5	pH	Heintz & Reinhardt, 1991
Regen in Wien (im Jahr 1991)	4,6	pH	Kalina 1997, pers. Info.
Waldboden, Umgebung von Wien [3)]	4,0 - 6,7	pH	Berger & Glatzel, 1994

1) Beginn einer erhöhten Nitratauswaschung aus europäischen Wälder
2) Beginn der Änderung der Artenzusammensetzung in einem bewirtschafteten bodensaueren Laubwald
3) Waldböden (0-50 cm) mit Eichenbewuchs (Quercus petraea, Quercus robur) im Weinviertel, 30 km nordöstlich von Wien

Hohe Stickstoffdeposition kann eine Reihe von negativen Auswirkungen sowohl auf Vegetation und Boden selbst aber auch langfristig auf Gewässer und Luft haben:

Wirkung auf Pflanzen: Durch ein Überangebot von Stickstoffverbindungen öffnet sich eine ernährungsphysiologische Schere für Pflanzen, das heißt, ein Überangebot an Stickstoff kann einen Mangel an anderen Nährstoffen wie Magnesium, Kalium und Kalzium verursachen. Grund dafür sind einerseits die Auswaschung von Nährstoffen aus den Blätter und Nadeln durch Deposition saurer Stickstoffverbindungen, andererseits werden bei einem hohen Angebot von Stickstoff im Boden, Stickstoffverbindungen bevorzugt an den Wurzeln aufgenommen. Das Artenspektrum der Vegetation verschiebt sich langfristig, da sich stickstoffliebende Pflanzen durchsetzen.

Versauerung des Bodens: Der pH-Wert ist abhängig von der Menge der vorhandenen Hydroniumionen (H+). Eine Versauerung des Bodens passiert nicht nur durch direkte Deposition von Säurebildner sondern auch aufgrund chemischer Vorgänge, die infolge hoher Stickstoffmengen auftreten. Bei der mikrobiellen Nitrifikation von Ammonium (NH_4) zu mobilem

Nitrat (NO_3) werden Säurebildner frei (siehe Glossar). Liegt Stickstoff in Form von Ammonium im Boden vor, werden bei der Aufnahme über die Wurzeln übermäßig viele Säurebildner frei. Der pH-Wert im Boden beeinflußt wiederum die Mobilität von Schwermetallen. Der Beginn einer erhöhten Mobilisierung von Schwermetallen wird in der Literatur [Heintz & Reinhardt] mit pH 4,2 angegeben. Ein Vergleich mit Tabelle 4-9 zeigt, daß der pH-Wert in Böden in der Nähe Wiens bereits teilweise in dieser Größenordnung liegen.

Erhöhte Stickstoffausträge in Luft und Gewässer: Hohe Stickstoffdepostion auf Böden, beeinflussen nicht nur das Ökosystem Boden und Vegetation selbst, sondern langfristig auch die Planetare Grenzschicht und die Gewässer. Ein hohes Lager an Stickstoff begünstigt Auswaschung von Stickstoffverbindungen (v.a. NO_3) und erhöhte gasförmige Verluste (z.B.N_2O). Der Anstieg der N_2O-Emissionen ist vor allem aufgrund der hohen Treibhausrelevanz dieser Verbindung (320-faches 'global warming potential' gegenüber CO_2) von Bedeutung. In Waldstandorten in Deutschland mit Einträgen von 25-30 kg N/ha.a wurden bereits eine gegenüber dem natürlicher Grundumsatz (< 0,5 kg N_2O-N/ha.a) stark erhöhte N_2O-Freisetzungen (1,6 bis 3,7 kg N_2O-N/ha.a) gemessen [Brumme, 1995].

Tabelle 4-10: Wirkung erhöhter Stickstoffdeposition auf Waldökosysteme und langfristige Folgen in anderen Umweltkompartimenten (nicht inkludiert sind hierbei die Folgen von hohen Ozonkonzentrationen)

WIRKUNG AUF P F L A N Z E N UND B O D E N	Literatur
Ernährungsphysiologische Schere für Pflanzen durch:	1,2
• Auswaschung von Nährstoffen aus Nadel und Blätter	3
• erhöhter Bedarf an Nährkationen (K, Mg, Ca) durch vermehrtes Wachstum	3
• Mangel an K, Mg und Ca, da Stickstoff an Wurzel bevorzugt aufgenom.	2
erhöhte Anfälligkeit der Pflanzen gegen Frost, Trockenheit, Schädlinge	2
Versauerung des Bodens durch:	
• Abgabe von Säurebildner bei Aufnahme von NH_4 durch Wurzeln	2
• Abgabe von Säurebildner bei mikr. Nitrifikation von NH_4 zu NO_3	2
Auswirkung auf Planetare Grenzschicht und Gewässer durch:	
• erhöhter Austrag von NO_3 und Kationen ins Sickerwasser	4, 7
• Remobilisierung von Schwermetallen (z.B. Al_3+)	5
• erhöhter Austrag von NO, N_2O und N_2 in die Atmosphäre	6

1 Katzensteiner et al., 1992
2 Flaig & Mohr, 1996
3 Katzensteiner & Glatzel, 1997
4 Block, 1995
5 Heintz & Reinhardt, 1996
6 Ulrich und Puhe, 1994
7 Ferrier et al., 1995

K = Kalium
Mg = Magnesium
Ca = Kalzium
Al_3 = toxisches dreiwertiges Aluminium
NO_3 = Nitrat
NO = Stickstoffmonoxid
N_2O = Lachgas
N_2 = molekularer Stickstoff

Die in Tabelle 4-10 beschriebenen Phänomene treten verstärkt in Nadelwaldstandorten auf, aber auch der Wiener Laubmischwald ist betroffen. Vom Institut für Forstökologie der Universität für Bodenkultur wurden im Wienerwald [Glatzel, 1985a; 1985b] und in angrenzenden Waldstandorten [Berger & Glatzel 1994; Katzensteiner et al., 1992; Katzensteiner & Glatzel, 1997] umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Diese zeigen, daß wenn die hohe Deposition von Stickstoffverbindungen in Wien weiter anhält, eine langsame aber unweigerliche Degradierung von Waldökosystemen in der Umgebung Wiens stattfinden wird.

4.2.2.3 Blei

In Tabelle 4-11 sind kurz die größten Umweltprobleme, die durch Bleiemission in die Luft und in die Hydrosphäre Wiens verursacht werden, sowie Denkansätze für Maßnahmen, die zu einer Annäherung an den Soll-Zustand beitragen können, angeführt. Im anschließenden Abschnitt wird die mögliche Gesundheitsgefährdung von Böden mit erhöhtem Bleigehalt aufgezeigt.

Tabelle 4-11: Bleiemissionen Wiens: Ist- und Sollzustand, Umweltprobleme sowie vorgeschlagene Maßnahmen zur Annäherung an den Soll-Zustandund (die Angaben beziehen sich auf die versiegelte Fläche Wiens - siehe Tabelle 3-1)

B L E I (Pb)	
I s t - Z u s t a n d	U m w e l t p r o b l e m e
Emissionen in die Atmosphäre: 25.000 kg Pb/a (192 mg Pb/m^2) Quellen: verbleiter Treibstoff, Verbrennungsprozesse	Konzentration in Wiener Luft liegt weit unter dem Grenzwert, jedoch lokal zum Teil Richtwertüberschreitung in Böden → Schädigung des Bodenlebens, Gefahr der Aufnahme von Blei durch Mensch Tiere und Pflanzen (siehe z.B. Tabelle 4-12), erhöhter Austrag in Sickerwässern
Emissionen in Hydrosphäre: 5.700 kg Pb /a (43,8 kg Pb/m^2) Quellen: Abwasser, Erosion und Abschwemmung	Konzentration in Wiener Oberfl.- und Grundwasser liegt weit unter dem Grenzwert, jedoch Gefahr der Akkumulation von Blei im Sediment (Blei in Donausediment z.T. über Grenzwert) und in letzten Senken (z.B. Stauräume, Schwarzes Meer)
S o l l - Z u s t a n d	M a s s n a h m e n
Emissionen in die Atmosphäre: 650 kg Pb/a (5 mg Pb/m^2) Quellen: Vulkane, natürl. Brände, Staubverwehungen	Verbot von verbleitem Treibstoff in Österreich bereits erfolgt, weitere Verminderung der Emission durch technische Maßnahmen (z.B. Filter von Verbrennungsanlagen) und Ersatz bleihaltiger Energieträger
Emissionen in die Hydrosphäre: 52 bis 716 kg Pb/a (0,4-5,5 mg Pb/m^2) Quellen: 'natürliche' Erosion und Abschwemmung	Identifizierung von Bleiquellen im Abwasser (z.B. Schutzanstriche, Baumaterialien), Verhinderung der Erosion von Boden und den darin enthaltenen Bleimengen durch bodenfestigende Vegetation, Verhinderung der Remobilisierung von Blei im Boden durch Maßnahmen gegen Bodenversauerung

Aufgrund der hohen Bleideposition vergangener Jahre liegen die Bleikonzentrationen im Wiener Boden [MA 22, 1995a] an manchen, vor allem straßennahen, Stellen bereits über den Richtwert für multifunktionale Nutzung von 100 mg Pb/kg [Eikmann & Kloke, 1993]. Ein

weiterer Anstieg des Schwermetallagers im Boden muß verhindert werden, da sowohl das Ökosystem Boden selbst, als auch der Mensch diesem 'Lager' ausgesetzt ist. Tabelle 4-12 zeigt, daß bei den aktuellen Bleikonzentrationen auf Wiener Kinderspielplätzen, ein Kind unbeabsichtigt Bleimengen aufnehmen kann, die bereits über dem Bereich der noch 'tolerierbaren Dosis' liegen.

Tabelle 4-12: Bleibelastung des Bodens auf Wiener Kinderspielplätze und Abschätzung der resultierenden Bleiaufnahme von Kindern

Parameter	von	bis	Einheit	Lit.
BODEN				
Bleibelastung der Wr. Kinderspielplätze	27	304	mg/kg	1
Richtwert multifunktionelle Nutzung	100	100	mg/kg	3
Geogene Bleikonzentration	7	20	mg/kg	2
Boden/Staubaufnahme von Kindern *)	0,1	1,8	g/d	3
Aufnahme von Blei (Kind: 10 kg) **)	0,92	16,6	µg/d/kg	5
Tolerierbare Dosis	1,4	15	µg/d/kg	4
WIENER INFRASTRUKTUR				
durchschnittl. Bleikonz. in der Infrastr.	400	400	mg/kg	5

*) unbeabsichtigte Aufnahme (z.B. Daumenlutschen, Ablutschen von Spielsachen)
**) berechnet für die durchschnittliche Konzentration des Bleigehaltes der Wiener Kinderspielplätze (Mittelwert: 92 mg Pb/kg), gemessen auf 38 Wiener Kinderspielplätzen (Probennahmetiefe:10 cm)

1 MA 22, 1995a
2 Fiedler & Rösler, 1993
3 Eikmann & Kloke, 1993, Richtwert für multifunktionelle Nutzung
4 Rosenkranz et al., 1988
5 eigene Berechnung

Ein interessanter Aspekt ist die Tatsache, daß die durchschnittliche Bleikonzentration in der Anthroposphäre Wiens bereits 4 mal so hoch wie die Bleikonzentrationen im Boden. Wie man das Schwermetallager der Anthroposphäre bewerten soll, muß Gegenstand zukünftiger Forschungsarbeit sein.

5 Schlußfolgerungen

- Die Stoffflußanalyse stellt ein geeignetes Werkzeug zur Erfassung und Bewertung von Güter- und Stoffflüssen zwischen Anthroposphäre und Umwelt dar.

- Die Anthroposphäre Wiens (Infrastruktur, private und öffentliche Haushalte) wächst mit 1 % bis 3 % jährlich, die nicht überbaute Fläche und der Boden nimmt jährlich mit 0,4 % ab, die pflanzliche Biomasse in den Wäldern Wiens um 0,7 % zu. In der Anthroposphäre Wiens werden Kohlenstoff, Stickstoff und Blei rund 10 mal mehr angereichert als in der Umwelt Wiens. Der jährliche Zuwachs in der Anthroposphäre beträgt 1,1 % bis 3 % bei Kohlenstoff, 1 % bis 2 % bei Stickstoff und 0,5 % bis 1,5 % bei Blei.

- Daraus läßt sich schließen, daß die Anthroposphäre in Zukunft eine verstärkte Quelle für Abfälle aber auch Ressourcen (z.B. Baurestmassen) darstellen wird. Gleichzeitig besteht die Gefahr eines Anstieges von Emissionen in die Umwelt (z.B. Treibhausgase in die Luft, Korrosionsprodukte ins Abwasser). Baurestmassen und Bodenaushub stellen heute rund drei Viertel der jährlich anfallenden Abfallmengen in Wien dar. Eine der Prioritäten zukünftiger Maßnahmen muß deshalb bei der Gestaltung und Bewirtschaftung des ‘Lagers Anthroposphäre' ansetzen.

- Die Stoffkonzentrationen im Boden inklusive Vegetation wachsen mit 0,1 % (Blei) bis 0,3 % (Stickstoff) jährlich. Ursachen dafür sind in erster Linie die hohe Deposition von Luftschadstoffen (vor allem auf Waldstandorte) und bei Stickstoff zusätzlich die Aufbringung von Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Boden. Eine der Folgen davon ist die Anreicherung von Stickstoff im Grundwasser (plus 3,3 bis 3,4 % jährlich) verursacht durch die Nitrat-Auswaschung aus Böden. Eine Abstimmung der landwirtschaftlichen Düngepraxis auf tatsächliche Stoffdefizite ist daher unbedingt notwendig.

- Anthropogene Emissionen können sowohl anhand des Vergleiches von toxikologischen Grenzwerten mit in Umweltmedien gemessenen oder berechneten Konzentrationen (Risk-Assessment-Faktor) als auch anhand des Vergleichs von anthropogenen mit natürlichen Stoffflüssen (Geogener-Referenz-Faktor) bewertet werden. Im Jahresmittel liegt der Risk-Assessment-Faktor für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in der Wiener Luft und in der Donau großteils < 1, das bedeutet, daß toxikologische Grenz- und Richtwerte nicht überschritten werden. Der Geogene-Referenzfaktor ist jedoch bei allen Verbindun gen > 1, die anthropogenen Emissionen sind rund 10 bis 800 mal höher als vergleichbare Stoffflüsse eines natürlichen Ökosystems.

- Dies macht deutlich, daß die Einhaltung von Grenzwerten in Umweltkompartimenten, die ein hohes Verdünnungspotential aufweisen (rascher Austausch von Luft und Wasser) nicht als alleiniger Maßstab für die Umweltverträglichkeit von Emissionen geeignet ist. Vielmehr müssen auch die Emissionsflüsse selbst anhand geogener Referenzflüsse bis zur letzten Senke bewertet werden.

- Beide Bewertungskriterien für Emissionen ergeben eine Priorität der Maßnahmen für N > Pb > C in der Luft und C > N > Pb im Abwasser.

- Ein Bewertungskriterium für Ressourcen stellt der sogenannte Autarkiegrad dar. Der Autarkiegrad der Stadt Wien liegt bei Wasser bei rund 17 %. Die Menge des jährlich gebrauchten Wassers ist etwa doppelt so hoch wie der jährliche Niederschlag auf Wien minus der Verdunstung. Der Autarkiegrad der Stadt Wien für Energieträger beträgt 6,4 %. Importiert werden hauptsächlich kohlenstoffhaltige fossile Energieträger (80 %). Eine Anhebung des Autarkiegrades für Energieträger und somit eine Reduktion der Kohlendioxidemissionen ist beispielsweise durch vermehrte Nutzung der Solarstrahlung (+27 %), des thermisch genutzten Abfalles (+ 0,5 %) und der Biomasse des Wienerwaldes (+0,1 %) möglich. Die größte Abbhängigkeit der Stadt Wien vom Hinterland ist jedoch im bezug auf Emissionen gegeben. Der jährliche Nettogebietsniederschlag Wiens, das ist der Niederschlag minus der Verdunstung, beträgt nur 2,4 % des Kritischen Verdünnungsvolumens für Abwässer, das ist jene Wassermenge, die benötigt würde, um die Wiener Kohlenstoff, Stickstoff- und Bleiemissionen in der Donau bis unter den Grenzwert zu verdünnen.

- Daraus läßt sich schließen, daß die Stadt Wien derzeit vor allem im Hinblick auf die Ressource 'Kritisches-Verdünnung-Volumen für Emissionen' limitiert ist. Eine Anhebung des Autarkiegrades erscheint jedoch vielfach realistisch. Beispielsweise könnte eine mögliche Steigerung des Autarkiegrades bei Energieträger von 6,4 % auf rund 34 % berechnet werden, wodurch rund 37 % der jährlichen CO_2-Emissionen eingespart werden könnten.

- Das System 'Stadt' wird in bezug auf benötigte Ressourcen immer bis zu einem gewissen Prozentsatz vom Umland abhängig sein. Analog stellt auch ein natürliches 'Ökosystem' bis zu einem bestimmten Grad ein offenes System dar, dessen Stoffkreisläufe aber zur Selbstregulierung befähigt sind. Die Entwicklung eines regionalen Nachhaltigkeitskonzeptes für die Stadt Wien setzt die Einbeziehung seines Umlandes (Hinterland) voraus. Ziel muß es sein, eine Region (Stadt und Umland) zu definieren, in dem Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt so gestaltet werden, daß langfristig die Fähigkeit zur Selbstregulation ihrer Stoffkreisläufen bewahrt bleibt.

- Die Zusammenführung des Instruments Stoffflußanalyse mit den Disziplinen 'Umweltmonitoring' und 'Nachhaltigkeitsforschung' trägt dazu bei, das Konzept eines regionalen ressourcenschonenden und langfristig umweltverträglichen Güter- und Stoffhaushaltes für die Stadt Wien verwirklichen zu können. Von der Stadt Wien bereits gesetzte Maßnahmen, wie die Einführung eines Entwicklungsplanes einer umweltgerechten Stadtentwicklung unter Einbeziehung des Wiener Umlandes, ins Leben gerufene Aktionen zur Förderung der Solarenergie und der seit Jahren forcierte Ausbau des öffentlichen Verkehrs sind wichtige Schritte in Richtung 'Nachhaltiges Wien'.

6 Zusammenfassung

Die Ziele vorliegender Arbeit waren es, auf Basis bestehender Studien [Daxbeck et al., 1996; Maier et al., 1996] den anthropogenen und den natürlichen Güter- und Stoffhaushalt der Stadt Wien mit Hilfe des Instrumentes Stoffflußanalyse zu erfassen und zu verknüpfen, zukünftige Umweltproblem zu erkennen und in ersten Ansätzen Bewertungskriterien für einen ressourcenschonenden und langfristig umweltverträglichen urbanen Güter- und Stoffhaushalt zu definieren.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollten folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Bedeutung hat der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien im Vergleich zum natürlichen Stoffhaushalt?
- Wie kann eine Verknüpfung zwischen anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt durchgeführt und die Wechselwirkungen zwischen menschlichen Aktivitäten und natürlicher Umwelt aufgezeigt werden?
- Lassen sich vom Ist-Zustand Prognosen erstellen? Aufbauend auf diesen Prognosen sollen Vorschläge für eine aktive Stoffbewirtschaftung von Kohlenstoff, Stickstoff und Blei erbracht werden.

6.1 Methodik

Im ersten Teil des Kapitels Methodik wird die Vorgangsweise bei der Erfassung des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleihaushaltes der Stadt Wien mit dem Instrument ‘Stoffflußanalyse’ [Baccini & Brunner, 1991] beschrieben. Dazu wurden zwei Teilbilanzen, nämlich ein ‘Teilbilanz Wasserhaushalt’ und ein ‘Teilbilanz anthropogene Güter und Luft’ erstellt. Beide Teilbilanzen sind im Gesamtsystem ‘Anthroposphäre und natürliche Umwelt Wiens’ zusammengefaßt.

Im zweiten Abschnitt werden die Kriterien angeführt, nach denen der anthropogene mit dem natürlichen Stoffhaushalt verknüpft und die Wechselwirkungen bewertet werden. Die wesentlichen Flüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt stellen *Ressourcen* und *Emissionen* (inklusive Abfall) dar. Die Bewertungskriterien, die im Rahmen vorliegender Arbeit gewählt wurden sind für Emissionen 1) der Vergleich von toxikologischen Grenzwerten mit in Umweltkompartimenten gemessenen bzw. berechneten Konzentrationen (Risk-Assessment-Faktor) und 2) der Vergleich von anthropogenen mit natürlichen Stoffflüssen (Geogener-Referenz-Faktor). Als Bewertungskriterium für Ressourcen wird der Autarkiegrad, das ist der Prozentsatz der Selbstversorgung einer Region mit Ressourcen (z.B. Energieträger, Wasser, Kritisches Verdünnungsvolumen für Abwasser) gewählt.

6.2 Ergebnisse und Diskusssion

Stoffflußanalyse

Güter

Die mengenmäßig wichtigsten Güter sind natürlichen Ursprungs. Größter Güterfluß ist der Luftdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht. Der jährliche Wasserdurchsatz (Wasserimport Planetare Grenzschicht und Oberflächengewässer) beträgt nur rd. 4,3 %, der Import anthropogenen Güter rd. 1,4 ‰ des Luftdurchsatzes. Das anthropogene Güterlager (Infrastruktur, Deponie) ist mehr als doppelt so groß wie die Lager in der Planetaren Grenzschicht (500 m), das Lager in der Hydrosphäre und das Lager in Boden und Vegetation zusammen und wächst mit 1,3 % bis 3 % jährlich. In der Umwelt erfolgt eine Abnahme von Bodenmaterial und versiegelter Fläche mit 0,4 % und ein Biomassezuwachs im Wald mit 0,7 % jährlich, das sind 8 ‰ bezogen auf den ganzen Prozeß Pedosphäre und Vegetation.

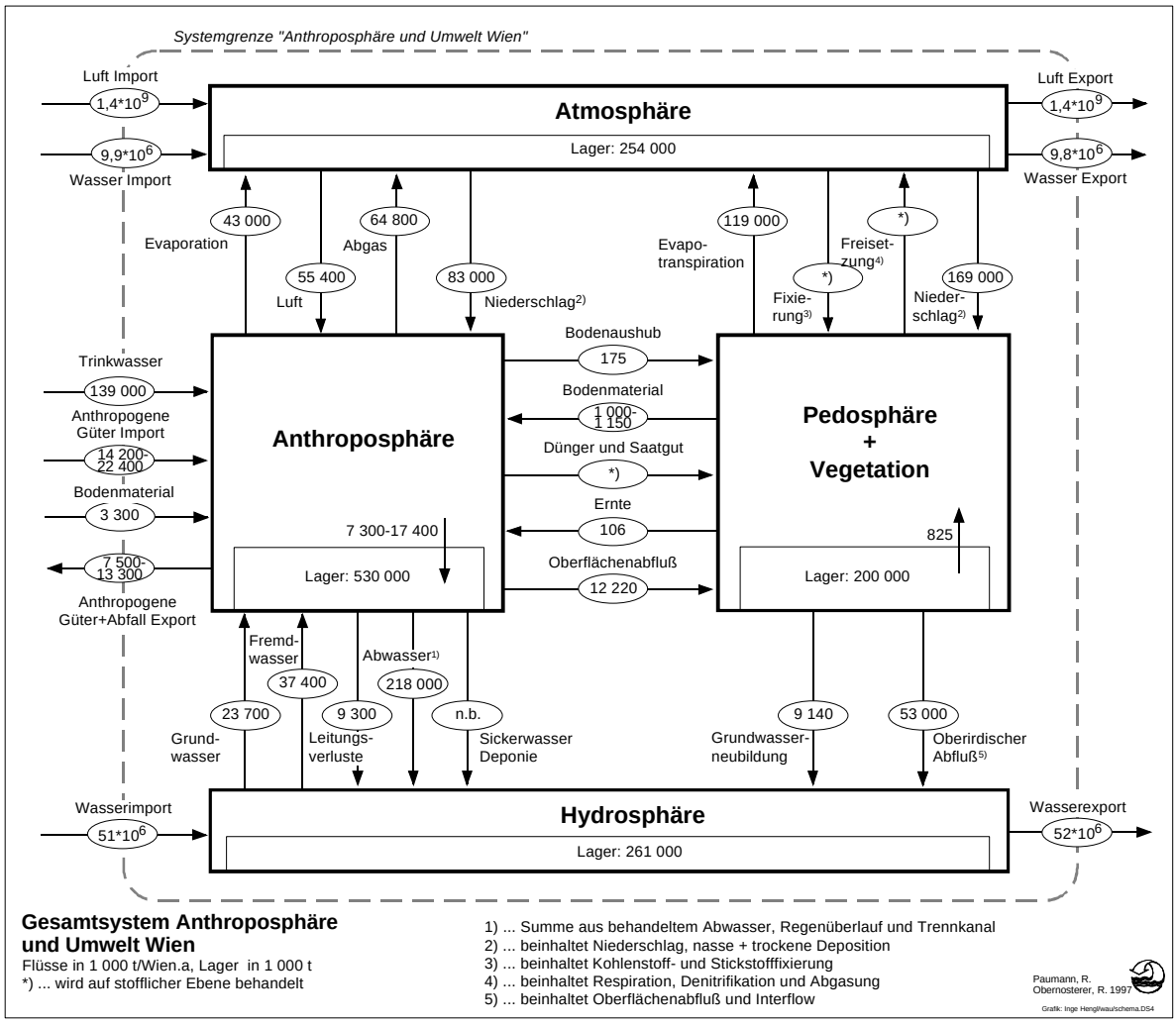

Abbildung 6-1: Güterhaushalt der Stadt Wien

Kohlenstoff

Die Gesamtbilanz für Kohlenstoff wird dominiert durch den Kohlenstoffimport in anthropogenen Güter und Luft. Der Kohlenstoffdurchsatz durch die Planetare Grenzschicht ist der größte Fluß im System. Der Kohlenstoffimport in anthropogenen Güter beträgt rd. 2,2 %, der Kohlenstoffimport in den Oberflächengewässern rd. 1 % des Kohlenstoffdurchsatzes der PLG. Die Kohlenstoffemissionen betragen nur rd. 1,1 % des jährlichen Kohlenstoffurchsatzes durch die Planetare Grenzschicht. Das sind aber etwa 10 mal so viel, wie jährlich durch die Wiener Vegetation gebunden wird (Fixierung durch Primärproduktion) und etwa 54 mal soviel wie durch Biomassezuwachs im Wienerwald (Lageranreicherung: 9.500 t/a) langfristig gebunden wird.

Das Kohlenstofflager Anthroposphäre wächst mit 1,1 bis 3 % jährlich, im Prozeß Pedosphäre und Vegetation erfolgt einerseits eine Lageranreicherng von 0,3 % jährlich durch Biomassezuwachs im Wald, andererseits eine Abreicherung von Boden durch Bautätigkeit.

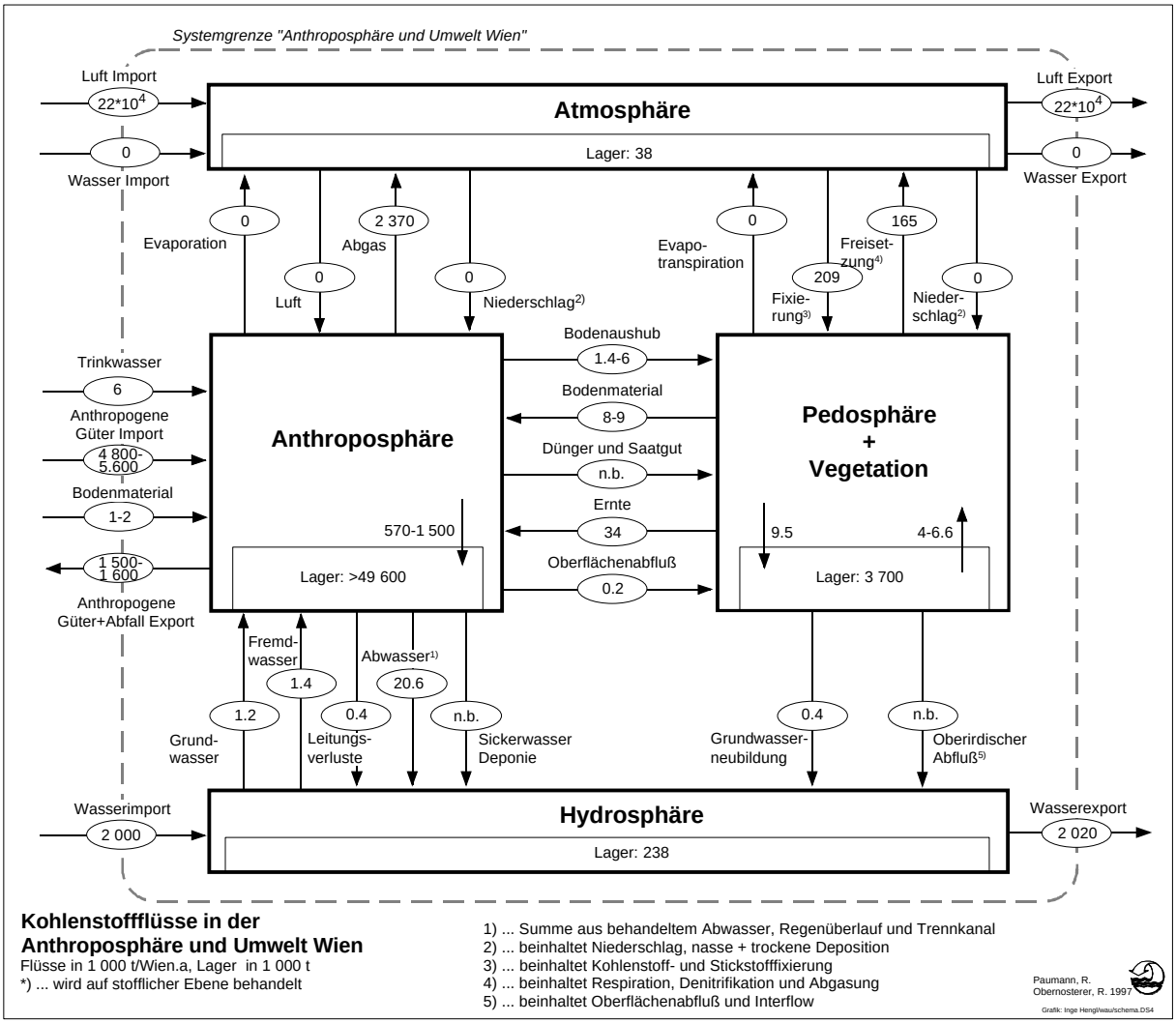

Abbildung 6-2: Kohlenstoffhaushalt der Stadt Wien

Stickstoff

Den größten Stickstoffffluß (> 99 %) stellt der Durchsatz von molekularem Stickstoff durch die Planetare Grenzschicht dar. Der Stixkstoffdurchsatz in den Oberflächengewässer liegt bei 2 ‰, der Import anthropogener Güter bei 0,8 ‰ dessen. Bei den Emissionen liegen die Stickstofffrachten im Abwasser und in der Abluft jeweils in der gleichen Größenordnung. Die Deposition liegt in einer Größenordnung von 25 % dieser Menge. Der Hauptanteil gelangt in Form von Deposition (70 %) und rund 30 % durch mikrobieller Stickstofffixierung in den Boden.

Für das Jahr 1991 konnte für das Grundwasser eine Lageranreicherung von Stickstoff in der Größenordnung von 3,3 bis 3,4 % bilanziert werden, die vor allem auf die hohe Düngung landwirtschaftlicher Böden zurückzuführen ist. Werden keine Maßnahmen gesetzt, ist mit einer Verdoppelung des aktuellen Nitratgehaltes (derzeit rd. 52 mg NO_3/l) in rund 30 Jahren zu rechnen. Das Stickstofflager der Anthroposphäre wächst hingegen 'nur' mit 1 bis 2 % jährlich.

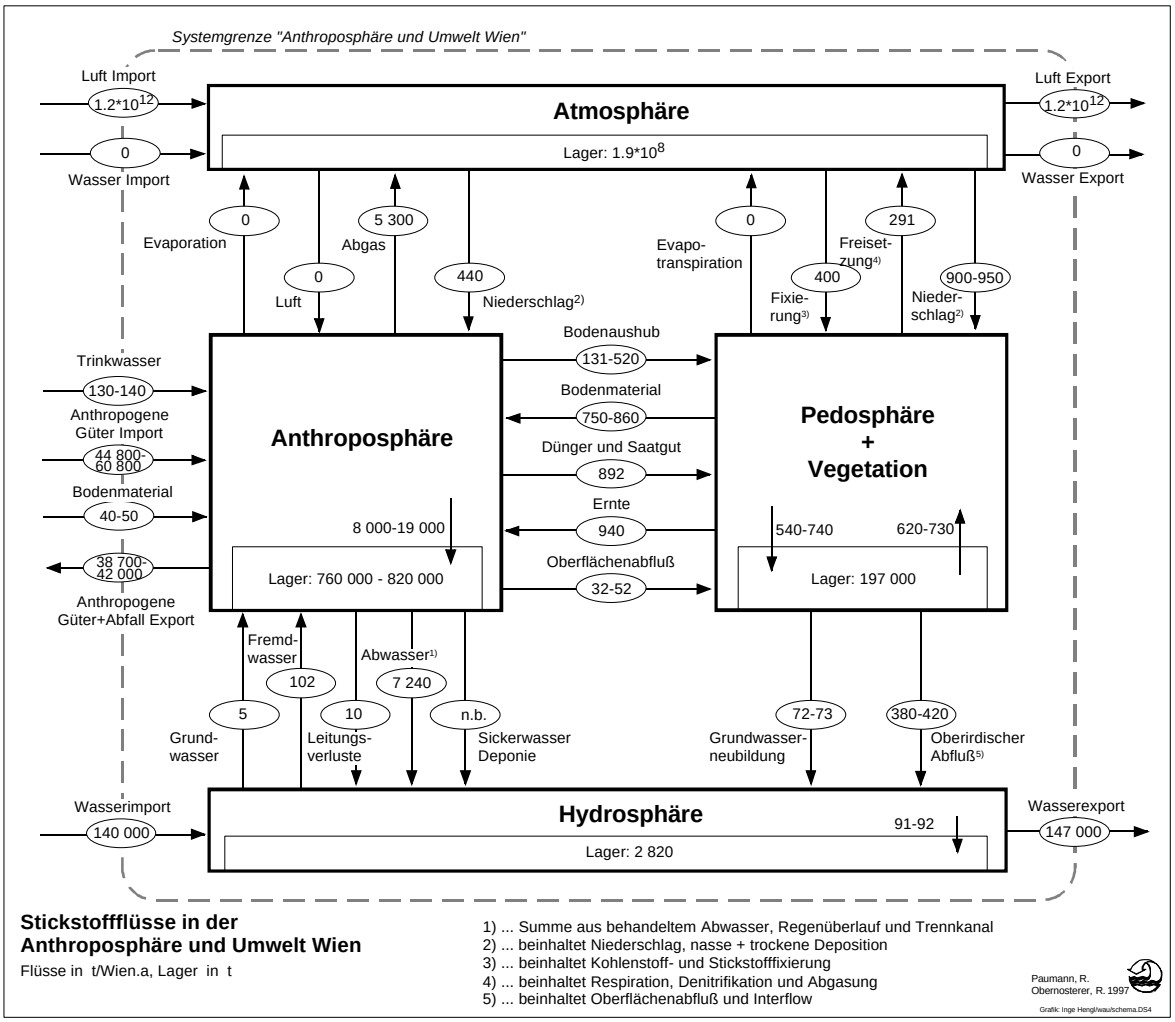

Abbildung 6-3: Stickstoffhaushalt der Stadt Wien

Blei

Im Gegensatz zu Kohlenstoff und Stickstoff, übertreffen bei Blei die anthropogenen Flüsse die natürlichen um ein Vielfaches. Der Bleidurchsatz in den Oberflächengewässer, sowie in der Planetaren Grenzschicht beträgt jeweils 0,3 % der Menge, die in anthropogenen Gütern importiert wird. Ein Großteil davon (78 bis 92 %) wird wieder exportiert.

Das Bleilager der Anthroposphäre ist bereits rd. 30 mal größer als das Lager in Pedosphäre und Vegetation. Der jährliche Lagerzuwachs liegt bei 0,5 bis 1,5 %. Bleideposition auf Boden und Vegetation bewirkt ein Wachstum des Bleilagers im Boden und in der Vegetation um rund 0,1 % jährlich. Das Bleilager in der Planetaren Grenzschicht und Hydrosphäre gemeinsam beträgt nur 0,09 ‰ (!) des Lagers der Anthroposphäre.

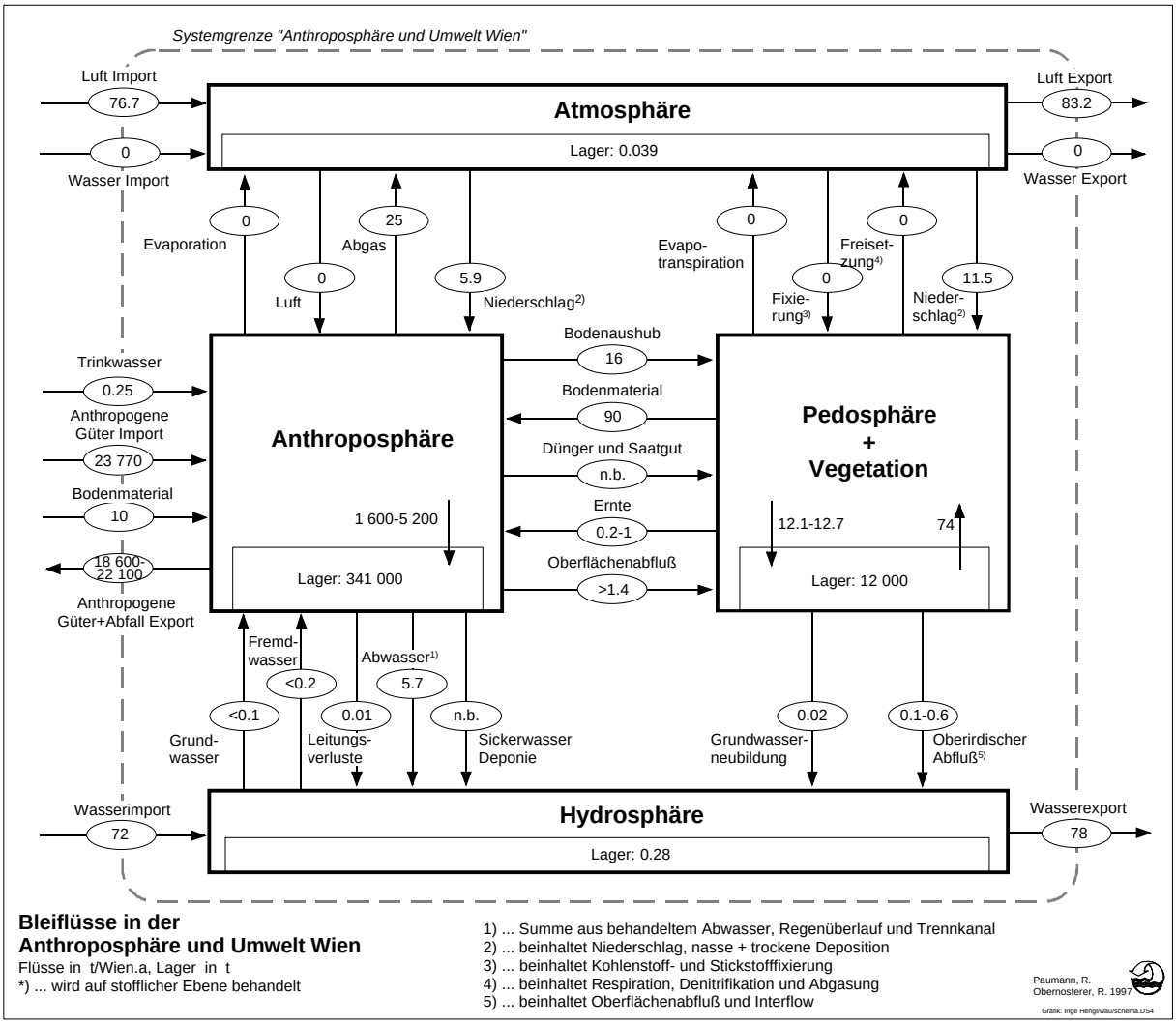

Abbildung 6-4: Bleihaushalt der Stadt Wien

Verknüpfung von anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt

Bewertungskriterien für Emissionen

Im Jahresmittel liegt der berechnetet Risk-Assesment-Faktor für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in der Wiener Luft und in der Donau großteils < 1, das bedeutet, daß kein toxikologisches Risko gegeben ist. Der Geogene-Referenz-Faktor zeigt jedoch, daß die anthropogenen Emissionen rund 10 bis 800 mal höher sind, als vergleichbare Stoffflüsse eines natürlichen Ökosystems.

Tabelle 6-1: Bewertungskritierien für Emissionen in die Luft und in die Donau: (RA_{Faktor} >1 = Risko für die Umwelt zu erwarten; RA_{Faktor} <1 = keine Risiko für die Umwelt zu erwarten; GR_{Faktor} >1 = die anthropogenen Emissionen sind größer als die natürlichen Emissionen Wiens, GR_{Faktor} <1 = die anthropogenen Emissionen sind kleiner als die natürlichen Emissionen Wiens)

Stoff	**Verbindung**	**Risk-Assessment-Faktor (RA_{Faktor})**	**Geogener-Referenz-Faktor (GR_{Faktor})**
Kohlenstoff			
Abluft	CO_2	0,01	24
Abwasser	DOC *	0,5 - 1	70 - 650
Stickstoff			
Abluft	NO_2 [1)] , N_2O [2)]	0,9 - 1,5 [1)]	800 [2)]
Abwasser	Ges-N **	0,4	140
Blei			
Abluft	Pb	0,1	38
Abwasser	Pb	0,03	8 - 100

** gelöster organischer Kohlenstoff*
*** Summe aus NH_4-N, NO_3-N und NO_2-N*

Die Einhaltung von toxikologischen Grenzwertkonzentrationen in Umweltkompartimenten, die ein hohes Verdünnungspotential aufweisen (rascher Austausch von Luft und Wasser) sollte nicht als alleiniger Maßstab für die Umweltverträglichkeit von Emissionen herangezogen werden. Vielmehr müssen die gesamten Emissionsfrachten anhand geogener Referenzflüsse bis zur letzten Senke bewertet werden.

Bewertungskriterien für Ressourcen

Die im Rahmen der vorliegender Arbeit berechneten Autarkiegrade sind ein Maß für den ‘Selbstversorgegrad’ der Stadt Wien bei Ressourcen (z.B. Energieträger, Wasser und Verdünnungs-Volumen für Emissionen). Es zeigt sich, daß in Wien der Autarkiegrad bei Wasser rund 17 %, bei Energieträger rund 6,4 % und beim Kritischen-Verdünnungs-Volumen für Abwasser rund 2,4 % beträgt.

Tabelle 6-2: Autarkiegrad Wiens bei Energie, Wasser und Kritisches-Verdünnungs-Volumen für Abwasser

Ressource	in Wien verbraucht	in Wien vorhanden	Autarkiegrad (%)
Wasser	139 Mio m^3/a	23,7 Mio m^3/a	17
Energieträger	40.677 GWh/a	2.618 GWh/a	6,4
KVV Abwasser *	4879 Mio m^3/a	119 Mio m^3/a **	2,4

** KVP = Kritisches-Verdünnungs-Volumen (siehe Glossar)*
*** Nettogebietsniederschlag (Gebietsniederschlag auf Wiens minus Gebietsverdunstung)*

Tabelle 6-2 zeigt, daß die Stadt Wien derzeit vor allem im Hinblick auf die Ressource 'Kritisches-Verdünnungs-Volumen für Emissionen' limitiert ist. Eine Anhebung des Autarkiegrades erscheint vielfach realistisch. Beispielsweise konnte eine mögliche Steigerung des Autarkiegrades bei Energieträger von 6,4 % auf rund 34 % berechnet werden, wodurch rund 37 % der jährlichen CO_2-Emissionen Wiens eingespart werden könnten.

Zu diskutieren wird in Zukunft sein, wie hoch der Autarkiegrad von Regionen im bezug auf Ressourcen sein muß, um 'nachhaltig' zu sein. [Baccini et al., 1997] nennen beispielsweise einen Wert von 80 % für essentielle Güter einer Region. Klar ist, daß das 'System Stadt' im bezug auf benötigte Ressourcen immer bis zu einem gewissen Prozentsatz vom Umland abhängig sein wird, ähnlich einem 'natürlichen Ökosystem' das bis zu einem bestimmten Grad ein offenes System darstellt. Die Entwicklung eines regionalen Nachhaltigkeitskonzeptes für die Stadt Wien setzt die Einbeziehung seines Umlandes voraus.

6.3 Schlußfolgerungen

- Die Stoffflußanalyse stellt ein geeignetes Werkzeug zur Erfassung und Bewertung von Güter- und Stoffflüssen zwischen Anthroposphäre und Umwelt dar.

- Die Anthroposphäre Wiens (Infrastruktur, private und öffentliche Haushalte) wächst mit 1 % bis 3 % jährlich, die nicht überbaute Fläche und der Boden nimmt jährlich mit 0,4 % ab, die pflanzliche Biomasse in den Wäldern Wiens um 0,7 % zu. In der Anthroposphäre Wiens werden Kohlenstoff, Stickstoff und Blei rund 10 mal mehr angereichert als in der Umwelt Wiens. Der jährliche Zuwachs in der Anthroposphäre beträgt 1,1 % bis 3 % bei Kohlenstoff, 1 % bis 2 % bei Stickstoff und 0,5 % bis 1,5 % bei Blei.

- Daraus läßt sich schließen, daß die Anthroposphäre in Zukunft eine verstärkte Quelle für Abfälle aber auch Ressourcen (z.B. Baurestmassen) darstellen wird. Gleichzeitig besteht die Gefahr eines Anstieges von Emissionen in die Umwelt (z.B. Treibhausgase in die Luft, Korrosionsprodukte ins Abwasser). Baurestmassen und Bodenaushub stellen heute rund drei Viertel der jährlich anfallenden Abfallmengen in Wien dar. Eine der Prioritäten zukünftiger Maßnahmen muß deshalb bei der Gestaltung und Bewirtschaftung des 'Lagers Anthroposphäre' ansetzen.

- Die Stoffkonzentrationen im Boden inklusive Vegetation wachsen mit 0,1 % (Blei) bis 0,3 % (Stickstoff) jährlich. Ursachen dafür sind in erster Linie die hohe Deposition von Luftschadstoffen (vor allem auf Waldstandorte) und bei Stickstoff zusätzlich die Aufbringung von Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Boden. Eine der Folgen davon ist die Anreicherung von Stickstoff im Grundwasser (plus 3,3 bis 3,4 % jährlich) verursacht durch die Nitrat-Auswaschung aus Böden. Eine Abstimmung der landwirtschaftlichen Düngepraxis auf tatsächliche Stoffdefizite ist daher unbedingt notwendig.

- Anthropogene Emissionen können sowohl anhand des Vergleiches von toxikologischen Grenzwerten mit in Umweltmedien gemessenen oder berechneten Konzentrationen (Risk-Assessment-Faktor) als auch anhand des Vergleichs von anthropogenen mit natürlichen Stoffflüssen (Geogener-Referenz-Faktor) bewertet werden. Im Jahresmittel liegt der Risk-Assessment-Faktor für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleiverbindungen in der Wiener Luft und in der Donau großteils < 1, das bedeutet, daß toxikologische Grenz- und Richtwerte nicht überschritten werden. Der Geogene-Referenzfaktor ist jedoch bei allen Verbindun gen > 1, die anthropogenen Emissionen sind rund 10 bis 800 mal höher als vergleichbare Stoffflüsse eines natürlichen Ökosystems.

- Dies macht deutlich, daß die Einhaltung von Grenzwerten in Umweltkompartimenten, die ein hohes Verdünnungspotential aufweisen (rascher Austausch von Luft und Wasser) nicht als alleiniger Maßstab für die Umweltverträglichkeit von Emissionen geeignet ist. Vielmehr müssen auch die Emissionsflüsse selbst anhand geogener Referenzflüsse bis zur letzten Senke bewertet werden.

- Beide Bewertungskriterien für Emissionen ergeben eine Priorität der Maßnahmen für N > Pb > C in der Luft und C > N > Pb im Abwasser.

- Ein Bewertungskriterium für Ressourcen stellt der sogenannte Autarkiegrad dar. Der Autarkiegrad der Stadt Wien liegt bei Wasser bei rund 17 %. Die Menge des jährlich gebrauchten Wassers ist etwa doppelt so hoch wie der jährliche Niederschlag auf Wien minus der Verdunstung. Der Autarkiegrad der Stadt Wien für Energieträger beträgt 6,4 %. Importiert werden hauptsächlich kohlenstoffhaltige fossile Energieträger (80 %). Eine Anhebung des Autarkiegrades für Energieträger und somit eine Reduktion der Kohlendioxidemissionen ist beispielsweise durch vermehrte Nutzung der Solarstrahlung (+27 %), des thermisch genutzten Abfalles (+ 0,5 %) und der Biomasse des Wienerwaldes (+0,1 %) möglich. Die größte Abbhängigkeit der Stadt Wien vom Hinterland ist jedoch im bezug auf Emissionen gegeben. Der jährliche Nettogebietsniederschlag Wiens, das ist der Niederschlag minus der Verdunstung, beträgt nur 2,4 % des Kritischen Verdünnungsvolumens für Abwässer, das ist jene Wassermenge, die benötigt würde, um die Wiener Kohlenstoff, Stickstoff- und Bleiemissionen in der Donau bis unter den Grenzwert zu verdünnen.

- Daraus läßt sich schließen, daß die Stadt Wien derzeit vor allem im Hinblick auf die Ressource ‘Kritisches-Verdünnung-Volumen für Emissionen’ limitiert ist. Eine Anhebung des Autarkiegrades erscheint jedoch vielfach realistisch. Beispielsweise könnte eine mögliche Steigerung des Autarkiegrades bei Energieträger von 6,4 % auf rund 34 % berechnet werden, wodurch rund 37 % der jährlichen CO_2-Emissionen eingespart werden könnten.

- Das System ‘Stadt’ wird in bezug auf benötigte Ressourcen immer bis zu einem gewissen Prozentsatz vom Umland abhängig sein. Analog stellt auch ein natürliches ‘Ökosystem’ bis zu einem bestimmten Grad ein offenes System dar, dessen Stoffkreisläufe aber zur Selbstregulierung befähigt sind. Die Entwicklung eines regionalen Nachhaltigkeitskonzeptes für die Stadt Wien setzt die Einbeziehung seines Umlandes (Hinterland) voraus. Ziel muß es sein, eine Region (Stadt und Umland) zu definieren, in dem Güter- und Stoffflüsse zwischen Anthroposphäre und Umwelt so gestaltet werden, daß langfristig die Fähigkeit zur Selbstregulation ihrer Stoffkreisläufen bewahrt bleibt.

- Die Zusammenführung des Instruments Stoffflußanalyse mit den Disziplinen ‘Umweltmonitoring’ und ‘Nachhaltigkeitsforschung’ trägt dazu bei, das Konzept eines regionalen ressourcenschonenden und langfristig umweltverträglichen Güter- und Stoffhaushaltes für die Stadt Wien verwirklichen zu können. Von der Stadt Wien bereits gesetzte Maßnahmen, wie die Einführung eines Entwicklungsplanes einer umweltgerechten Stadtentwicklung unter Einbeziehung des Wiener Umlandes, ins Leben gerufene Aktionen zur Förderung der Solarenergie und der seit Jahren forcierte Ausbau des öffentlichen Verkehrs sind wichtige Schritte in Richtung ‘Nachhaltiges Wien’.

7 Literaturverzeichnis

Baccini P., Bader H.P., Faist M., Henseler G., Janett D., Kytzia S., Müller D., Redle M. & Scheidegger R. (1997): Synoikos - A Mac Tempo Case Study. In: „Materials accounting as a tool for decision making in environmental policy". EU-Projekt ENV-CT96-0230, Enbericht in Vorbereitung. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien.

Baccini P. & Bader H.P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt: Erfassen, Bewerten, Steuern. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford.

Baccini P. & Brunner H.P. (1991): Metabolism of the Anthroposphere. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg New York, 1991.

Baumbach G. (1992): Luftreinhaltung, Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften, 2. Auflage, Springer-Verlag.

Beer B., Mönch H., Brunner P.H. (1991): RESUB - Regionale Stoffhaushaltsstudie „Unteres Bünztal". Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt der EAWAG. Dübendorf, Schweiz.

Berger T.W. & Glatzel G. (1994): Deposition of athmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (Quercus petraea and Quercus robur) in lower Austria. Forest Ecology and Management 70 (1994), 183-193.

Block J. (1995): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: Umweltbundesamt Berlin (Ed.). Wirkungskomplex Stickstoff und Wald; Texte 28/95, 80-96. Berlin, 1995.

Blume H.P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg, Lech, Ecomed-Verlags- Ges.mbH.

BMLF (1995): Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 1994. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

BMLF (1997): Immissionsverordnung Fließgewässer. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

BMUJF (1997): Zweiter Nationaler Klimareport der Österreichischen Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

Brumme R. (1995): Anthropogene Einflüsse auf den gasförmigen Stickstoffaustausch zwischen Waldböden und Atmosphäre. In: Umweltbundesamt Berlin (Ed.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald; Texte 28/95, 44-58. Berlin.

Bugmann H. & Fischlin A. (1994): Comparing the behaviour of mountainous forest succession models in a changing climate. In: Mountain environments in changing climates. Beniston, M. (ed.). Routledge Publishing Company, London and New York, 91-107.

Cadle S.H. & Dasch J.M. & Mulawa P.A. (1985): Atmospheric concentration and the deposition velocity to snow of nitric dioxide and various particulate species. Atmospheric environment, 19, No. 11, pp 1819-1827.

Daxbeck H., Lampert C., Morf L., Obernosterer R., Rechberger H., Reiner I. & Brunner P.H. (1996): Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien.

Department of environmental health engineering (1978): Mass balance determinations for pollutants in urban regions. Methology with applications to lead, zinc, cadmium and arsenic. Resport no. EPA-600/4-78-046 des California Instiutes of Technology, Pasadena, California 91125.

Dersch G. (1997): Schlagbezogene und regionale 'einfache' Nährstoffbilanzen im Ackerbau. In: Tagungsberichte Vol. 20/BD.20 zur „Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz?. Umweltbundesamt Wien.

Europäische Kommission (1995): Comission decision of 25 july 1995 establishing the ecological criteria for the award of the Community eco-label to laundry detergents. Directive 95/651/EEC.

Europäische Kommission (1996): Technical guidance documents in support of the 'Commission Directive 93/67EEC on risk assessment for new notified substances' and the 'Commission Regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances'. Ispra, Italy, 1996.

Eikmann Th. & Kloke A. (1993): Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: Rosenkranz (Hrsg.). Bodenschutz - Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Faninger G. (1992): Jahresbericht 1991/92: Energieforschung und Energiepolitik, Solar- und Wärmepumpentechniken, Photovoltaikanlagen in Österreich, Biogene Energierohstoffe, Rationelle Energietechniken, Systemanlagen. Bestell-Nr.: 353/021, Forschungszentrum Seibersdorf.

Fernwäre Wien GesmbH (1997): Geschäftsbericht 1995/96. A-1090 Wien, Spittelauer Lände 45.

Ferrier et al. (1995): In: Insermann K. (1997): Die Stickstoff- und Phosphorbilanz im Donaueinzugsgebiet von Deutschland: Bericht zu Projekt EU/AR/02A/91. Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA), Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D-67374, Hanhofen.

Fiedler H.J. & H.J Rösler (1993): Spurenelemente in der Umwelt. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Flaig H. & H. Mohr (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf - Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina, N.F. Nr. 289, Band 70. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina. Halle, BRD.

Fleckseder H. (1986): Phosphor und Stickstoff sowie Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink. In: Biologie der Donau. Gustav Fischer Verlag.

Glatzel G, Kazda M., Lindebner L., Sonderegger E. & Puxbaum H. (1985a): „Die Schadstoffbelastung der Wälder des Wienerwaldes": Kurzfassung des Vortrages von G. Glatzel bei der Wienerwaldkonferenz am 1. Juli 1985 in Gablitz. Institut für Forstökologie der Universität für Bodenkultur, Wien.

Glatzel G. (1990): The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. Plant and Soil, 128: 67-74, 1990.

Glatzel G., Kilian W., Sterba H. & Stöhr D. (1985b): Waldbodenversauerung Österreich: Ursachen - Auwirkungen. Allgemeine Forstzeitung, Februar 1985.

Glenck E., Lampert Ch., Raessi H. & Brunner P.H. (1995): Phosphorbilanz des Kremstals. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der TU-Wien.

Godt J. (1988): Imissionsbelastungen und deren Auswirkungen im Stadtwald von Hann. Gesamthochschule/Universität Kassel, FB Stadt- und Landschaftsplanung, Kassel.

Grabherr G. (1997): Climate effects on mountain plants. Nature, 369, pp 448.

Hager H. (1997a): Mögliche Einwirkungen von Klimaänderungen auf forstliche Ökosysteme. Zur Verfügung gestelltes Manuskript: Institut für Forstökologie der Universität für Bodenkultur. Wien.

Hager H. (1997b): Vorlesung zur 'Forstwirtschaftlichen Produktion'. Institut für Forstökologie der Universität für Bodenkultur. Wien.

Halbwachs G, Kühnert W., Ruppert R., Ruzicka R. & Wimmer R. (1995): Simulation des Kohlenstoffreservoirs von Wäldern - Erste Ergebnisse einer Modellrechnung. In: Jahresbericht 1994 der Österreichischen CO_2-Kommission. Akademie für Umwelt und Energie, Reihe Forschung, Band 7, 103-155. Laxenburg, Österreich.

Hales J.M., Hicks B.B. & Miller J. (1987): The role of research measurement networks as contributors to federal assessment of acid deposition. Bull. Amer. Meterol. Soc. 68, pp 216-225.

Heintz A. &. Reinhardt G.A (1996): Chemie und Umwelt. Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaftmb H, Braunschweig -Wiesbaden.

Isermann K. (1997): Die Stickstoff- und Phosphor-Bilanz im Donaueinzugsgebiet von Deutschland: Ausgangssituation, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zu ihrer nachhaltigen Gestaltung. Projekt EU/AR/102A/91. Service Contract No. 95-0614.00. Phare ZZ 9111/01102.

Kaas T., Fleckseder H. & Brunner P.H. (1994): Stickstoffbilanz des Kremstals. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der TU-Wien.

Kalina M. F. (1997): Institut für analytische Chemie der TU Wien. Persönliche Mitteilung.

Kalina M. F., Puxbaum H. & Biebl P. (1996): Durch Daten gut belegt - Ergebnisse einer 10-jährigen Meßserie in Salzburg dokumentieren die deutliche Bleireduktion im Niederschlag. Chemie 10/1996. 20-22.

Katzensteiner K. & Glatzel G. (1997): Causes of magnesium deficiency in forest ecosystems. In: Hüttl R.F.& Schaaf W. (eds): Magnesium deficiency in forest ecosystems, 227-251. Kluwer Academic Publishers, Great Britain.

Katzensteiner K., Glatzel G. & Kazda M. (1992): Nitrogen-induced nutritional imbalances - a constributing factor to norway spruce decline in the bohemian forest (Austria). Forest Ecology and Management, 51 (1992) 29-42.

Kernbeis R., Stark W., Brunner P.H. (1995): Der relative Beitrag von Kompost und Klärschlamm zu ausgewählten Stoffbilanzen des Bodens. Institut für Gewässergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der TU-Wien.

Kollmann F. (1992): Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe. Springer Verlag.

Kralik M. & Sager M. (1986): Schwermetalle in Donau und Donaukanalsedimenten in und östlich von Wien - Eine Vorstudie. Österr. Wasserwirtschaft 38: 8-14.

Krotscheck C. & Narosdoslawsky M. (1996): The Sustainable Process Index - a new dimension in ecological evaluation. Ecological engineering, 6/4, 241-258.

Kummert R. & Stumm W. (1989): Gewässer als Ökosysteme - Grundlage des Gewässerschutzes. Verlag der Fachvereine Zürich.

Lampert W. & Sommer U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart - New York.

Lampert Ch., Stark W., Kernbeis R., Brunner P.H. (1997): Stoffflußanalyse der Siedlungsentwässerung der beiden Regionen „Gresten“ und „Grafenwörth“. Institut für Gewässergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der TU Wien.

Larcher W. (1984): Ökologie der Pflanzen. Ulmer Verlag, Stuttgart.

Liang G. (1982): Net radiation, potential and actual evapotranspiration in Austria. Archives for meterology, geophysics and bioclimatology. Ser. B. 379 ff. Springer Verlag.

MA 22 (1991): Untersuchung des Bleigehaltes der Luft. Bericht MA 22 - 4284/91.

MA 22 (1995a): Flächendeckende Schwermetalluntersuchung des Wiener Bodens an 257 Stellen 1994. Bericht des Magistrats der Stadt Wien, Magistratsabteilung 22, Wien.

MA 22 (1995b): Wiener Umwelt Bericht, Heft 36. Magistratsabteilung 22, Wien.

MA 22 (1997): KliP Working Paper Nr. 4 - Bestandsaufnahme und Handlungsfelder Energie. Magistratsabteilung 22, Wien.

MA 28 (1992): Strassenentwässerung und Gewässerschutz. Magistratsabteilung 28, Bericht unveröf.

MA 30 (1997): Pers. Mitteilung, Magistratsabteilung 30, Wien.

MA 45 (1988): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen zur Grundwasserbilanz im rechtsufrigen Wiener Donaubereich. Magistratsabteilung 45, Wien, Bericht unveröf.

MA 45 (1991): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen zur Grundwasserbilanz der quartären Bach- und Flußalluvionen im rechstufrigen Wiener Stadtgebiet. Magistratsabteilung 45, Wien, Bericht unveröf.

MA 45 (1997): Pers. Mitteilung, Magistratsabteilung 45, Wien.

MA 59 (1997) Bleigehalte im Wiener Salat. Veröffentlichung der Magistratsabteilung 59, Wien, Quelle unbekannt.

MA 66 (1994): Statistisches Jahrbuch der Stadt Wien 1993, Kommissionsverlag: Jugend und Volk Verlagsgesellschaft m.b.H., Wien.

Maier R., Punz, W., Weish P., Dörflinger A., Eisinger K., Fussenegger K., Geisler A. & Gergelyfi H. (1996): Der natürliche Stoffhaushalt als Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung Wiens unter besonderer Berücksichtigung des natürlichen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleihaushaltes. Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien.

Maier R., Punz, W., Hietz P., Dörflinger A.N. & Brandlhofer M. (1994): Ökosystem Großstadt Wien. Quantifizierung des Energie-, Kohlenstoff, und Wasserhaushaltes unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. Studie im Auftrag der MA 22, Wien.

Merian E. (1984): Metalle in der Umwelt - Verteilung - Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie, Weinheim.

Meyer K. (1991): Bodenverschmutzung in der Schweiz - Untersuchung und ausgewählte Ergebnisse über die Stoffbelastung von Böden, Stand 1990. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes „Boden“. Liebefeld-Bern.

Moll W.L.H. (1973): Taschenbuch für Umweltschutz I: Chemische und technologische Informationen. UTB Steinkopff, Darmstadt

Müller-Wenck R., Abel S., Braunschweig A. (1990): Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Schriftenreihe Umwelt, Vol. 133, Bern, Schweiz.

Narodoslawsky M. et al. (1994): The Sustainable Process Index (SPI) - a Measure for Process Industries. In proceeding affect, Paris, March, 16-18 1994.

Narodoslawsky M., Waller H.P. & Steinmüller H. (1995): ÖKOFIT - Ökologischer Bezirk Feldbach durch integrierte Technik. Institut für Verfahrenstechnik, TU-Graz und Österreichische Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung.

Obernosterer R., Brunner P.H., Daxbeck H., Gagan T., Glenck E., Hendriks C., Morf L., Paumann R., Reiner I. (1997): The Metabolism of Vienna - A Mac Tempo Case Study. In: „Materials accounting as a tool for decision making in environmental policy". EU-Projekt ENV-CT96-0230. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien.

Obernosterer R., Möslinger J. & Brunner P.H. (1997): Der Einfluß der Raumplanung auf den regionalen Stoff- und Energiehaushalt. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien.

ÖFZ - Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf (1994): Ermittlung und Bewertung von Basisdaten zur Bilanzierung umweltrelevanter Schwermetalle in landwirtschaftlich genutzten Böden, Projekt 3379.

Puxbaum H. & Rosenberg C. (1989): Deposition of ozoneand acidic components in two forest ecosystems in Austria. Proceedings of the joint symposium 'environmental threats to forests and other natural ecosystems' held at the university of Oulu, Finland, I. Szabolcs (ed.).

Rees W.E. (1994): Revisiting carrying capacity: area-based indicators for sustainability. In Moser, F. (Ed) 1994. Proceedings of the international symposium: Evaluation criteria for a sustainable economy. EFB Event No. 90, Inst. of Chem.Eng., University of Technology, Graz.

Rosenkranz D., Bachmann G., Einsele G. & Harreß H.M. (1988): Bodenschutz - ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Sauerbeck D. (1985): Funktion, Güte, und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Materialien zur Umweltforschung, 10. Verlag Kohlhammer, Stuttgart und Mainz.

Scheffer F. & Schachtschabel P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage. Enke Verlag, Stuttgart.

Schlamadinger B & G. Marland (1996): The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. Biomass and Energy, Vol. 10, 5/6, 275-300.

Sedlacek E. (1991): Energie in Wien. Wiener Stadtwerke- Generaldirektion/Energiereferat.

Somlyódy L., Brunner P.H., Fenz R., Kroiß H., Lampert Ch. & M. Zessner, M. (1997): „Nutrient Balances for Danube Countries". Projekt EU/AR/102A/91, Danube Applied Research Programme, PHARE. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien.

Spiro T.G. & Stigliani W.M. (1996): Chemistry of the environment. Prentice-Hall, Inc., Simon & Schuster Viacom Company, Upper Saddle River, NJ 07458.

TA-Luft - Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (1986): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimissionsschutzgesetz der BRD vom 27.2.1986.

UBA (1996): Umweltsituation in Österreich. Vierter Umweltkontrollbericht - Teil A. Umweltbundesamt, Wien.

Ulrich B. & Puhe J. (1994): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkoppelung auf den Treihauseffekt. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Ed.): Studienprogramm Band 2: Wälder, Studie B. Economica Verlag, Bonn.

Wackernagel M. & Rees W. (1996): Our ecological footprint - reducing human impact on the earth. The New Catalyst Bioregional Series, New Society Publishers, Gabriola Island, Canada.

Wernick I.K. & Ausubel J.H. (1995): National Material Flows and the Environment. Annu. Rev. Energy Environ., 1995. 20: 463-92.

Wittig R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. UTB - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Xanthopolous C. (1995): Bilanzierung von Stoffkreisläufen in Stadtgebieten. In: Schadstoffe im Regenabfluß III, Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Band 73. Kommissionsverlag Oldenburg, München.

Zessner M. (1997): Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Wassergüte der TU-Wien. Persönliche Mitteilung.

8 Glossar

Anthroposphäre: die Anthroposphäre bezeichnet den Lebensraum des Menschen, in dem seine von ihm gebauten und betriebenen biologischen und technischen Prozesse stehen (zum Beispiel landwirtschaftliche Betriebe, Kraftwerke, private Haushalte, Transportnetze) und in dem seine Aktivitäten stattfinden (zum Beispiel Ernähren, Wohnen, Arbeiten, Kommunizieren).

Biomasse: Masse der lebenden Organismen in einem bestimmten Volumen, oder auf einer bestimmten Fläche. Die Biomasse ist Grundlage der Produktion (siehe Definition „Primärproduktion“).

Critical load: Kritische Eintragsfracht für die Deposition von Schadstoffen. Abhängig vom Typ des Ökosystemes und von der Art der Stoffe.

Denitrifikation: Reduktion oxidierter Stickstoffverbindungen (z.B. Nitrat) zu molekularem Stickstoff (N_2) oder Lachgas (N_2O) unter Sauerstoffmangel durch anaerobe Bakterien zum Zwecke der Energiegewinnung. Reaktionsgleichungen: $2\ NO_3 + 12\ H+ \rightarrow N_2 + 6\ H_2O$; $2\ NO_3 + 4\ H+ \rightarrow N_2O + 2\ H_2O$.

Deposition: Ablagerung von Schadstoffen (z.B. Blei) am Boden, im Wasser, an Pflanzen und an Gebäuden. Man unterscheidet zwischen trockener Deposition (Ablagerung von Staubteilchen direkt an der Oberfläche) und nasser Deposition (Niederschlag von Gasen und Partikeln durch Ausregnen, Auswaschen). Interzeption stellt eine besondere Art der trockenen Deposition dar. Bei ihr werden die Gase, Tröpfchen und Partikel aus der Luft von den Laubblatt-, Nadelblatt- und Zweigoberflächen zurückgehalten und ausgefiltert (Auskämmen). Der Wald kann folglich mehr Schadstoffe filtern als z.B. eine Wiese.

Güter: Stoffe und Stoffgemische, die vom Menschen bewertete Funktionen erfüllen [nach: Baccini & Brunner, 1991].

Lager: Ein Lager entsteht durch die Akkumulation der zu untersuchenden Güter oder Stoffe im betrachteten Prozeß (siehe Definition „Prozeß“).

LD_{50}-Wert (Letale **D**osis **50** %): Jene Dosis einer Substanz bei der in einer bestimmten Zeit (z.B. 48 Stunden) 50 % der betrachteten Organismen (z.B. Wasserfloh, Fisch) sterben.

Nitrifikation: Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen z.B. Ammonium (NH_4) zu Nitrat (NO_3) unter Vorhandensein von Sauerstoff durch aerobe Bakterien zum Zwecke der Energiegewinnung. Reaktionsgleichungen: $NH_4 + O_2 \rightarrow NO_2 + H_2O + H+$; $NO_2 + O_2 \rightarrow NO_3$.

Kritisches-Verdünnungs-Volumen nach [Müller-Wenck, 1990]: Summe der Volumen an Wasser, Luft oder Boden, die benötigt werden, um die Emissionen die ein Produkt verursacht bis unter die toxikologischen Grenzwerte zu verdünnen. Stellt beispielsweise ein Kriterium im Rahmen des Europäischen Umweltzeichens dar.

Ökosystem: Funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrer Umwelt in einem ökologischen Raum. Das Ökosystem ist ein offenes System, aber durch Stoffkreisläufe zur Selbstregulierung befähigt. Ökosysteme sind nie scharf abzugrenzen und stellen immer nur funktionelle und strukturelle Schwerpunkte in der Biosphäre dar.

PEC (Predicted **E**nvironmental **C**oncentration): Mit Hilfe der Stoffflußanalyse und Modellen berechnete Konzentration einer chemischen Substanz in einem Umweltmedium.

PNEC (Predicted **N**o **E**ffect **C**oncentration): Konzentration einer chemischen Substanz, bei der negativer Effekt auf einen Indikatororganismus (z.B. Wasserfloh) höchstwahrscheinlich nicht auftreten.

Primärproduktion: Aufbau phototropher organischer Substanz aus anorganischen Bestandteilen unter biochemischer Speicherung der Strahlungsenergie (Photosynthese, Chemosynthese) durch Produzenten (Pflanzen, Cyanobakterien und autotrophe Bakterien). z.B: $CO_2 + H_2O + \text{Energie} \rightarrow CH_2O + O_2$.

Prozeß: Unter Prozeß wird der Transport, die Lagerung oder Transformation von Gütern oder Stoffen verstanden. Der Prozeß selbst ist eine „Black Box", d.h. die Vorgänge innerhalb des Prozesses werden im allgemeinen nicht untersucht. Eine Ausnahme stellt jedoch ein etwaiges Lager (siehe Definition „Lager") bzw. dessen Veränderung dar.

Respiration: Abbau organischer Substanz (z.B. Zucker) unter Verbrauch von Sauerstoff zum Zwecke von Energiegewinnung. Als Endprodukte entstehen hauptsächlich Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O). Reaktionsgleichung: z.B. $C_6H_{12}O_6 + 6\ CO_2 \rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O + \text{Energie}$.

Ressourcen: konsumierbare Faktoren (Energie, Substanzen, Beute, Platz), die für Aufrechterhaltung, Wachstum und Vermehrung von Organismen benötigt werden.

Stickstofffixierung: der Einbau des in der Atmospäre vorhandenen molekularen Stickstoffs (N_2) in organische Verbindungen durch Mikroorganismen. Die biologische Stickstofffixierung kann durch Stickstoffdüngung stark gehemmt werden.

Stoffbilanz: in einer Stoffbilanz werden die In- und Outputflüsse eines Prozesses oder eines Systems bilanziert, wobei die Lagerveränderungen und der Massenerhaltungssatz berücksichtigt werden.

Stoffe: Chemische Elemente und Verbindungen.

Stoffflußanalyse: Methodik, die Prozesse, Güter- und Stoffflüsse, Lager und deren Veränderung in einem bestimmten, definierten System möglichst gesamthaft mittels technisch-naturwissenschaftlicher Kriterien beschreibt.

Stoffhaushaltssystem: stellt die zeitliche und räumliche Abgrenzung (Systemgrenzen) des zu untersuchenden Gebietes mitsamt den darin befindlichen Prozessen, Güter- und Stoffflüssen und Lagern dar. Das System ist ein Begriff, welches die Einordnung von Teilen in einen ganzheitlichen Zusammenhang beschreibt. Ein System kann z.B. ein Betrieb, eine Region, eine Nation oder auch eine sozialwissenschaftlich definierte Einheit (z.B. Privathaushalt) sein. Importe bzw. Exporte sind Stoff- und Güterflüsse, die in ein bzw. aus einem System fließen. Hingegen werden jene Stoff- und Güterflüsse, die in einen bzw. aus einem Prozeß fließen als Input bzw. Output bezeichnet.

Umwelt: Im engeren (biologischen) Sinn ist die (Natur-)-Umwelt die spezifische, lebenswichtige Umgebung einer Tierart, die als *Merkwelt* wahrgenommen wird und als *Wirkwelt* das Verhalten der Artvertreter bestimmt. Umwelt im weiteren Sinn ist die gesamte Umgebung eines Organismus oder einer Organismengruppe, die von einem Wirkungsgefüge abiotischer, biotischer und anthropogener Faktoren ausgemacht wird, zu dem der Organismus, (die Organismen) in einer direkten oder indirekten Wechselwirkung steht (stehen) und deren Qualität für die Existenz und das Wohlbefinden des/der Lebewesen entscheidenden ist. Diese Definition schließt die bebaute, die technische, die wirtschaftliche, die soziale und die politische Umwelt mit ein.