

Aus dem Institut für Umweltingenieurwesen
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

**Sickerwasserkreislauf zur Behandlung von Sickerwässern
der aerob-biologischen Restabfallbehandlung (Restabfallrotte)**

Dissertation

zur

Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaft (Dr.-Ing.)

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

vorgelegt von

Degener, Peter aus Weißensee/Thüringen,
geb. am 28. Juli 1972 in Mühlhausen/Thüringen

Rostock, Juli 2006

Danksagung

Herrn Prof. Dr.-Ing. Peter Spillmann danke ich für die Überlassung des Themas sowie ihm, Herrn Dr.-Ing. habil. Abdallah Nassour und Herrn Prof. Dr. rer. nat. Bertold Sprenger der Universität Rostock für die die Betreuung der vorliegenden Arbeit.

Besonderen Dank richte ich an meinen langjährigen Kollegen Dr.-Ing. Matthias Franke für die Beantragung und gemeinsame Bearbeitung des der Arbeit zugrunde liegenden Forschungsprojektes „Nutzung des Mietenkörpers eines Rotteverfahrens zum weitestgehenden biologischen Abbau von Sickerwasserinhaltsstoffen und Klärrückständen aus der Rotte“, das im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) durch die Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen “Otto von Guericke“ e.V. gefördert wurde. Dabei gebührt der Fa. EuRec Technology GmbH aus Merkers/Thüringen als Kooperationspartner und stellvertretend Herrn Norbert Kottmann Dank für die großzügige materielle Unterstützung des Projektes.

Mein Dank gilt des Weiteren meinen Kollegen vom Institut für Umweltingenieurwesen der Universität Rostock, besonders Dr. Gert Morscheck, Dipl.-Chem. Peter Hartmann, Dr. Günther Ballin und Dipl.-Ing. (FH) Gisela Beckmann für die Unterstützung. Außerdem danke ich Herrn Dr. rer. nat. Gerald Jandl für die Durchführung der massenspektrometrischen Sickerwasseruntersuchungen und Frau Hopp vom Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Universität Rostock für die Durchführung der Schwermetallionenanalysen. Frau Dr. Regina Dibbert vom Institut für Nutztierwissenschaften und Technologie und ganz besonders Frau Vet.-Ing. Uta Strobach vom Institut für Energie- und Umwelttechnik der Universität Rostock sei gedankt für die Unterstützung bei den umfangreichen mikrobiologischen Untersuchungen. Herrn Dr.-Ing. Frank Scholwin danke ich für die Unterstützung bei der Konzeption der Rottesimulationsreaktoren.

Ein ganz besonderer Dank gebührt meiner Familie, dabei herauszuheben sind Frau Gisela Schneider für Anregungen zur Gestaltung der Arbeit und vor allem meine Frau und meine Kinder.

Inhaltsverzeichnis

- Danksagung
- Abkürzungsverzeichnis
- Abbildungsverzeichnis
- Tabellenverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG

SUMMARY

1 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

2 STAND DES WISSENS

- 2.1 Stoffliche Zusammensetzung von Restabfällen**
- 2.2 Verfahren zur Restabfallbehandlung**
- 2.3 Biochemische Umsetzung organischer Abfallbestandteile während der biologischen Restabfallbehandlung**
- 2.4 Sickerwasserkreislauf während der biologischen Restabfallbehandlung**
 - 2.4.1 Entstehung von Sickerwässern während der biologischen Restabfallbehandlung
 - 2.4.2 Eigenschaften von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung
 - 2.4.3 Wirkung des Sickerwasserkreislaufs während der biologischen Restabfallbehandlung
- 2.5 Versuchsreaktoren zur Untersuchung der biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf im großtechnischen Maßstab und im Labormaßstab**
- 2.6 Toxizität von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung**
- 2.7 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitgehender aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf**
 - 2.7.1 Refraktäre Inhaltsstoffe von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung
 - 2.7.2 Biologische Abbaubarkeit refraktärer Inhaltsstoffe von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung

3 ZIELSTELLUNGEN DER ARBEIT

- 3.1 Aerob-biologische Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf**

3.2 Toxizität von Sickerwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

3.3 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

4 MATERIAL UND METHODEN

4.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

4.1.1 Aufbau des Lysimeters

4.1.2 Herkunft und Vorbehandlung frischer Restabfälle für den Lysimeterversuch

4.1.3 Durchführung der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

4.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in Rottesimulationsreaktoren (RSR)

4.2.1 Aufbau eines RSR

4.2.2 Herkunft und Vorbehandlung der stabilisierten Restabfälle für die RSR-Versuche

4.2.3 Durchführung der Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

4.3 Restabfallanalysen

4.3.1 Sieb- und Sortieranalyse

4.3.2 Trockensubstanz- und Wassergehalt

4.3.3 Biologische Abbaubarkeit (Atmungsaktivität in vier Tagen)

4.4 Sickerwasseranalysen

4.4.1 Herkunft, Probenahme, Lagerung und Vorbereitung von Sickerwasserproben

4.4.2 Abwasserspezifische Sickerwasseranalysen

4.4.3 Toxizität von Sickerwässern

4.5 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

4.5.1 Versuchsvarianten

4.5.2 Versuchsaufbau für Abbauprobversuche

4.5.3 Messung der Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe während der Abbauprobversuche

4.5.4 Bestimmung koloniebildender Einheiten (KBE) als Nachweis lebensfähiger Mikroorganismen

4.5.5 Bestimmung von Actinomyceten aus Sickerwasserproben

4.5.6 Bestimmung phenolabbauender Sickerwassermikroorganismen

4.6 Statistische Auswertungen der Ergebnisse

5 ERGEBNISSE

5.1 Eigenschaften der verwendeten Restabfälle

5.1.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.1.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.2 Temperaturen der Rotteversuche

5.2.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.2.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.3 Abluftzusammensetzung der Rotteversuche

5.3.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.3.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.4 Wassermengen der Rotteversuche

5.4.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.4.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.5 Eigenschaften der Sickerwässer der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.5.1 pH-Werte

5.5.2 Konzentrationen und Frachten der Chloridionen, Leitfähigkeiten

5.5.3 Konzentrationen und Frachten von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff

5.5.4 Konzentrationen und Frachten des BSB₅ und CSB

5.5.5 Konzentrationen und Frachten der Blei-, Cadmium-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen

5.6 Eigenschaften der Sickerwässer der Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.6.1 pH-Werte

5.6.2 Konzentrationen und Frachten der Chloridionen, Leitfähigkeiten

5.6.3 Konzentrationen und Frachten von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff

5.6.4 Konzentrationen und Frachten des BSB₅ und CSB

5.6.5 Konzentrationen und Frachten der Blei-, Cadmium-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen

5.7 Toxizität der Sickerwässer der Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

5.8 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

6 INTERPRETATION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

6.1 Beurteilung der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf

6.2 Veränderungen der Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer während der Rotteversuche

6.3 Auswirkungen des Kreislaufs auf die Toxizität der Sickerwässer der Rotteversuche

6.4 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

LITERATUR

ANHANG

THESEN

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|----------------------------|--|
| A | Abfluss (Sickerwasser) |
| AbfAbIV | Abfallablagerungsverordnung |
| arith. | arithmetisch |
| AT ₄ | Atmungsaktivität innerhalb von vier Tagen |
| AbwV | Abwasserverordnung |
| BImSchV | Bundesimmissionsschutzverordnung |
| BSB ₅ | biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb fünf Tagen |
| CSB | chemischer Sauerstoffbedarf |
| CSB-F _{Red} | Verminderung der CSB-Fracht |
| CSB-F _{RedSiwa} | Verminderung der CSB-Fracht im Sickerwasser |
| CSB-F _{RedSiw} MW | Mittelwert der Verminderung der CSB-Fracht im Sickerwasser |
| DSR | Deponiesimulationsreaktor |
| E | Empfindlichkeit von Testorganismen in Toxizitätstests |
| EC ₂₀ | Verdünnungsfaktor mit einer 20 % Hemmung, entspricht in dieser Arbeit G _p |
| FS | Feuchsubstanz |
| G _x | Toxizitätskennwerte: G _D „Daphnientest“, G _F „Fischtest“, G _L „Leuchtbakterientest“ und G _p „Protozoen-TOXKIT“ |
| HD | High Density |
| ICP-OES | Inductively-Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry |
| K oder K _i | Kreislaufsickerwasser oder Tageswerte Kreislaufsickerwasser |
| KBE | koloniebildende Einheiten |
| KBE-F | Fracht koloniebildender Einheiten |
| LF | Leitfähigkeit |
| MBA | mechanisch-biologische Abfallbehandlung |
| Mg | Megagramm |
| N oder N _i | Niederschlag oder Tageswerte Niederschlag |
| n | Anzahl Wiederholungen |
| OKG | Oberkante Gelände |
| oTS | organische Trockensubstanz |
| PCB | polychlorierte Biphenyle |
| PAK | polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| PE | Polyethylen |
| R | Rückhalt (Wasserrückhalt in Rottematerialien) |
| r | Korrelationskoeffizient |
| RSR | Rottesimulationsreaktor |

| | |
|------------------|--------------------------------------|
| R^2 | Bestimmtheitsmaß |
| TASi | Technische Anleitung Siedlungsabfall |
| TS | Trockensubstanz |
| t_i | Anzahl Rottetage |
| V | Variante |
| Vd | Verdunstung |
| Vf | Verdünnungsfaktor |
| Vk | Variationskoeffizient |
| V_{pot} | potentielle Verdunstung |
| W_E | Wassereigenproduktion |
| WG | Wassergehalt |
| ΔT | Temperaturdifferenz |
| \varnothing | Durchmesser |
| Σ | Summe |

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Stoffliche Zusammensetzung von Restabfällen in Deutschland (KERN, 2000).
- Abb. 2: Grundriss und Aufrisse (Schnitt A-A, Schnitt B-B) des Lysimeters nach FRANKE (2004).
- Abb. 3: Schematische Darstellung eines Rottesimulationsreaktors (RSR) nach FRANKE (2004).
- Abb. 4: Abbauversuche zur Untersuchung der Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 5: Geräteanordnung für mikrobielle Abbauversuche mit Bläschenbelüftung.
- Abb. 6: Wachstumstests mit Testorganismen auf a) Phenol-Agar I mit 0,1 g Phenol bzw. b) Phenol-Agar II mit 1,0 g Phenol.
- Abb. 7: Stoffliche Zusammensetzung der frischen Restabfälle zur Rotte mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 8: Stoffliche Zusammensetzung stabilisierter Restabfälle der Nachrotteversuche mit Sickerwasserkreislauf in RSR.
- Abb. 9: Rotte- und Umgebungstemperaturen während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 10: Rotte- und Umgebungstemperaturen während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 11: Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan in der oberen und mittleren Schicht des Lysimeters während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 12: Konzentrationen der Gase Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 13: Niederschlags-, Sickerwasserkreislauf- und Sickerwasserabflussmengen während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 14: Wassergehalte in Abhängigkeit von der Tiefe und Zeit während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 15: Mengen an zugeführtem destilliertem Wasser, Kreislaufsicker- und -abluftkondensatwasser sowie abgeflossenem Abluftkondensat und Sickerwasser während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 16: pH-Werte der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter
- Abb. 17: Chloridionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurve) sowie Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 18: a) Ammoniumstickstoff-, b) Nitritstickstoff- und c) Nitratstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 19: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 20: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

- Abb. 21: pH-Werte der Sickerwässer a) der Nachrotte 1 und b) der Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 22: Chloridionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) sowie Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 23: Nitritstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 24: Nitratstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 25: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 26: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 27: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 28: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 29: Hemmwirkung im Protozoen-TOXKIT der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 30: G_x-Werte im „Leuchtbakterientest“, „Daphnientest“ und „Fischtest“ der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 31: Verdunstung sterilisierter Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.
- Abb. 32: Verminderung der CSB-Frachten in sterilisierten Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen
- Abb. 33: Verdunstung von Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten während mikrobieller Abbauprobe bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.
- Abb. 34: Verminderung der CSB-Frachten in Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten während mikrobieller Abbauprobe bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.
- Abb. 35: KBE-Frachten in Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 30 Rottemonaten nach 14-tägigen mikrobiellen Abbauprobe bei 30°C, 50°C und 70°C mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.
- Abb. 36: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Plate-Count-Agar nach Inkubation bei 35°C.

- Abb. 37: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Antibiotica-Agar nach Inkubation bei 35°C.
- Abb. 38: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Phenol-Agar I (0,1 % Phenol) nach Inkubation bei 35°C.
- Abb. 39: Arithmetisch gemittelte Rottetemperaturen im Lysimeter während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf und Umgebungstemperaturen.
- Abb. 40: Summenkurve des Integrals der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \sum (\Delta T \times t_i)$; ΔT : siehe Abb. 39, t_i = Rottetage zwischen zwei Temperaturmessungen) mit linearer und logarithmischer Regression während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 41: Summenkurven der Integrale der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \sum (\Delta T \times t_i)$) mit linearen Regressionen a) Rottephase I bis 130. Rottetag und c) Rottephase III 238. Rottetag bis 363. Rottetag sowie b) Rottephase II mit logarithmischer Regression 130. Rottetag bis 238. Rottetag während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 42: Summenkurven der Integrale der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \sum (\Delta T \times t_i)$; ΔT : siehe Abb. 10, t_i = Rottetage zwischen zwei Temperaturmessungen) mit linearen Regressionen für a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 43: Arithmetisch gemittelte Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter im Vergleich zur Summe der Konzentrationen aus Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid sowie zur Luftsauerstoffkonzentration (20,9 Vol.-%).
- Abb. 44: Summenkurve der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \sum (\text{CO}_2 \times t_i)$; CO_2 : siehe Abb. 43, t_i = Rottetage zwischen zwei Gasmessungen) während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 45: Summenkurven der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \sum (\text{CO}_2 \times t_i)$) mit linearen Regressionen a) Rottephase I bis 112. Rottetag und c) Rottephase III 251. Rottetag bis 363. Rottetag sowie b) Rottephase II mit logarithmischer Regression 112. bis 250. Rottetag während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 46: Summe der Konzentrationen der Gase Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid im Vergleich zur Luftsauerstoffkonzentration (20,9 Vol.-%) während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 47: Summenkurven der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \sum (\text{CO}_2 \times t_i)$) mit linearen und polynomischen Regressionen für a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 48: Summenkurven für Niederschlags-, Sickerwasserabfluss- und Sickerwasserkreislaufwasser für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 49: Berechnete klimatische Wasserbilanz für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 50: Berechneter Eintrag von Niederschlags- und Kreislaufwasser für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

- Abb. 51: Korrelationen der Tageswerte von Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser ($N_i + K_i$) zu Sickerwasserabfluss (A) a) ohne Zeitversatz, b) ein Tag Zeitversatz, c) zwei Tage Zeitversatz und d) drei Tage Zeitversatz.
- Abb. 52: Berechnete Verdunstung während der einjährigen Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 53: Unterflur-Sickerwasserrückführung in statisch betriebene, passiv belüftete Restabfallrottemiete mit zusätzlichen Bewässerungsdränagerohren (Seitenansicht).
- Abb. 54: Summenkurven für destilliertes Wasser, Abluftkondensate, Sickerwasserabfluss und Abluftkondensat- und Sickerwasserkreislaufwasser für a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 55: Korrelation der Chloridionenkonzentrationen und Leitfähigkeiten der Sickerwässer der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 56: Verlauf der BSB₅- und CSB-Frachten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Abb. 57: BSB₅/CSB-Quotienten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter mit Grenzwerten für gute, schwere und sehr schwere biologische Abbaubarkeit organischer Sickerwasserinhaltsstoffe.
- Abb. 58: BSB₅/CSB-Quotienten der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf mit Grenzwerten für gute, schwere und sehr schwere biologische Abbaubarkeit organischer Sickerwasserinhaltsstoffe.
- Abb. 59: Korrelationen der pH-Werte und a) Cadmium-, b) Chrom-, c) Kupfer- und d) Eisenionenkonzentrationen für sämtliche Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.
- Abb. 60: Korrelationen der pH-Werte und a) Nickel-, b) Blei- und c) Zinkionenkonzentrationen für sämtliche Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.
- Abb. 61: Korrelationen der BSB₅- und CSB-Konzentrationen mit den a) Blei-, b) Cadmium-, c) Chrom- und d) Eisenionenkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.
- Abb. 62: Korrelationen der BSB₅- und CSB-Konzentrationen mit den a) Kupfer-, b) Nickel- und c) Zinkionenkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.
- Abb. 63: Hemmwirkung der Kreislaufsickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle im Protozoen-TOXKIT ($EC_{20} = G_p$).
- Abb. 64: G_x -Werte der untersuchten Sickerwässer der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.
- Abb. 65: Verminderung der CSB-Frachten in sterilisierten Proben eines Sickerwassers aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.
- Abb. 66: Verminderungen der CSB-Frachten im Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten während mikrobieller Abbauprobe mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Verfahren zur mechanisch-biologischen/physikalischen Restabfallbehandlung (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003).
- Tab. 2: Abwässer der aerob-biologischen Abfallbehandlung (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997).
- Tab. 3: Eigenschaften von Abwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung.
- Tab. 4: Biotests zur Untersuchung der toxischen Wirkung von Sickerwässern der untersuchten Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.
- Tab. 5: Abwasserspezifische Sickerwasseranalysen.
- Tab. 6: Antibiotica-Agar nach ALEF (1991) zum Nachweis von Actinomyceten.
- Tab. 7: Phenol-Agar I und Phenol-Agar II zum Nachweis phenolabbauender Sickerwassermikroorganismen.
- Tab. 8: Wachstumstests mit Phenol-Agar I und Phenol-Agar II.
- Tab. 9: Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach vier, acht und zwölf Rottemonaten und 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR.
- Tab. 10: Berechnung durchschnittlicher Temperaturdifferenzen bezogen auf einen Rottetag aus dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit für die Rotteversuche.
- Tab. 11: Berechnung der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe bezogen auf einen Rottetag für die Rotteversuche.
- Tab. 12: Berechnung der Wassereigenproduktion für die Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter mit 33 % oTS Spalte (a) und 49 % oTS Spalte (b).
- Tab. 13: Berechnung des Wasserrückhalts der Rottematerialien für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.
- Tab. 14: Vergleich der jeweiligen größten Schwermetallkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und der Nachrotteversuche 1 und 2 stabilisierter Restabfälle in RSR.
- Tab. 15: Beschaffenheit von Abwässern aerob-biologischer Abfallbehandlungsanlagen (LOLL, 2002) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.
- Tab. 16: Betonaggressivität nach DIN 4030 z.B. von Wässern für Teile von Abfallbehandlungsanlagen (DOEDENS et al., 2000) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.
- Tab. 17: Anforderungen an Abwasser für die Einleitungsstelle und vor Vermischung (AbwV: Anhang 23, Teil C und Teil D) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.
- Tab. 18: Korrelationskoeffizienten der linearen Regressionen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche zu den Toxizitätskennwerten (G_x).
- Tab. 19: Anforderungen an Abwasser vor Vermischung (AbwV: Anhang 23, Teil D) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.
- Tab. 20: Berechnung des Wasserrückhalts in den stabilisierten Restabfällen während der Nachrotteversuche in RSR mit Sickerwasserkreislauf.
- Tab. 21: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).
- Tab. 22: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

Tab. 23: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_X).

Tab. 24: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_X).

Tab. 25: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_X).

Tab. 26: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_X).

Tab. 27: Berechnung der Verminderung der CSB-Frachten während der mikrobiellen Abbauprobe mit Proben von Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 in RSR mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten.

Tab. 28: Berechnung der Verminderung der KBE-Frachten während der mikrobiellen Abbauprobe mit Proben von Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 in RSR mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten.

Zusammenfassung

Für die durch die europäische Deponierichtlinie geforderte Behandlung von Restabfällen vor der Deponierung wurde in Deutschland die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung zusätzlich zu etablierten thermischen Verfahren mit der im Jahr 2001 verabschiedeten Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen zugelassen. Dabei stellt die aerob-biologische Behandlung von Restabfällen, die so genannte Restabfallrotte, einen wichtigen Teilprozess in mechanisch-biologischen Verfahrenskonzepten dar.

Während der Restabfallrotte entstehen gasförmige Emissionen und Abwässer z.B. in Form von Sickerwässern. Sickerwässer können mit organischen Substanzen, Salzen und Schwermetallionen belastet sein. Zur Minimierung des Volumenstroms und der Schadstofffrachten von Sickerwässern fordert die oben genannte Verordnung in Artikel 3 (Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung, Anhang 23, Teil B) eine prozessinterne Kreislaufführung und Mehrfachnutzung. Da in der Literatur kaum Angaben zu den Auswirkungen des Sickerwasserkreislaufs auf die Restabfallrotte und die Sickerwassereigenschaften vorhanden sind, wurden in der vorliegenden Arbeit die zugrunde liegenden Prozesse mit einem Versuchslysimeter aus ca. 36000 kg frischer Restabfälle untersucht. Hierbei fungierten die rottenden Restabfälle als biologisch und chemisch aktiver Festbettbiofilter, auf den die gebildeten Sickerwässer zurückgeführt wurden. Zur Beurteilung des Rotteprozesses wurden im Lysimeter während der einjährigen Versuchsdurchführung die Rottetemperaturen sowie die Konzentrationen der Gase Kohlenstoffdioxid, Sauerstoff und Methan gemessen. Der Wasserhaushalt des Lysimeters wurde mit sämtlichen zugeführten und abgeflossenen Wässern bilanziert. Für die gebildeten Sickerwässer wurden die Konzentrationen von einzelnen Ionen wie z.B. Chloridionen als Vertreter der Salze, von Summenparametern wie z.B. dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) für organische Verbindungen und toxische Wirkungen gegenüber Testorganismen bestimmt.

Da bei einer lang andauernden Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf mit der Aufkonzentrierung von nicht biologisch abbaubaren Sickerwasserinhaltsstoffen wie z.B. Schwermetallionen und schwer biologisch abbaubaren organischen Substanzen zu rechnen war, wurden parallel zum Lysimeterversuch bereits zweijährig aerob-biologisch stabilisierte Restabfälle in Rottesimulationsreaktoren (RSR) im Labor nachgerottet. Die Nachrotteversuche wurden analog zum Lysimeterversuch untersucht. Aus einem Nachrotteversuch wurde nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten exemplarisch ein Si-

ckerwasser gewonnen und in Abbauversuchen die Stabilität der enthaltenen schwer biologisch abbaubaren organischen Sickerwasserinhaltsstoffe getestet.

Wichtige Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit sind, dass die Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und die Nachrotte stabilisierter Restabfälle in RSR zu keinem Zeitpunkt durch den Sickerwasserkreislauf gestört wurden. Beleg dafür sind typische und störungsfreie Verläufe der Rottetemperaturen bzw. der Abluftzusammensetzungen. Dabei lassen sich aufgrund des Integrals der Temperaturdifferenz über die Zeit und dem zeitlichen Verlauf der Kohlenstoffdioxidabgabe eine etwa acht Rottemonate dauernde Intensivrottephase und eine nachfolgende Nachrottephase für den Lysimeterversuch abgrenzen. Die Nachrottephase des Lysimeterversuchs war insbesondere aufgrund des Verlaufs der Kohlenstoffdioxidabgabe mit den Nachrotteversuchen stabilisierter Restabfälle in RSR vergleichbar und zeigte die biologische Stabilität der rottenden Restabfälle in diesem Zeitraum an. Untermauert wird diese Erkenntnis durch die nahezu vollständige Eliminierung der aus dem Abbau organischer Restabfallbestandteile stammenden Ammoniumstickstoffkonzentrationen von ca. 130 mg/l auf weniger als 1 mg/l und die starke Verringerung der BSB₅-Konzentrationen von 2113 mg/l auf durchschnittlich 35 mg/l in den Kreislaufsickerwässern des Lysimeterversuchs innerhalb der ersten acht Rottemonate. Schwer biologisch abbaubare organische Substanzen, die durch die CSB-Konzentrationen erfasst werden, reicherten sich in den Sickerwässern des Lysimeterversuchs während der Intensivrottephase bis auf ca. 5000 mg/l an und verringerten sich erst in der Nachrottephase auf ca. 2500 mg/l am Versuchsende. Damit überschritten die Sickerwässer des Lysimeterversuchs und die Sickerwässer der Nachrotteversuche in RSR, deren CSB-Konzentrationen mit zunehmender Versuchsdauer auf bis zu 1200 mg/l anstiegen, den CSB-Grenzwert von 200 mg/l für die Einleitung in Gewässer nach AbwV (Anhang 23, Teil C) ständig. Trotz der durch die CSB-Konzentrationen dargestellten hohen organischen Belastungen hatten die Sickerwässer des Lysimeterversuchs nach vier, acht und zwölf Rottemonaten sowie des Nachrotteversuchs nach 30 Rottemonaten geringe Toxizitätskennwerte von maximal $G_L 3$ im „Leuchtbakterientest“ oder $G_D 5$ im „Daphnientest“. Eine Ausnahme stellte die relativ hohe „Fischgiftigkeit“ mit $G_F 64$ im Sickerwasser nach vier Rottemonaten des Lysimeterversuchs dar, die wahrscheinlich auf einer vorrangigen Ammonium/Ammoniak-Toxizität beruhte und auf $G_F 4$ nach acht Rottemonaten in Folge der Nitrifikation von Ammonium fiel. Die nahezu unveränderte Daphnientoxizität von $G_D 5$, die auch für das Sickerwasser des Nachrotteversuchs nach 30 Rottemonaten gemessen wurde, war vermutlich auf die Nitratkonzentrationen der Sickerwässer zurückzuführen.

Aus dem ohne Überdachung durchgeführten Lysimeterversuch wurde außerdem deutlich, dass trotz einer Jahresniederschlagsmenge von 557 l/m^2 und einer nahezu vollständigen Sickerwasserrückführung von insgesamt 76 l/m^2 aufgrund der großen Verdunstung von der Lysimeteroberfläche eine Austrocknung der unteren Schichten der rottenden Restabfälle nicht vermieden werden konnte. Deshalb ist z.B. eine Unterflur-Sickerwasserverrieselung vorzusehen, die außerdem mögliche Geruchsprobleme oder Vernässungen der oberen Schichten verbunden mit anaeroben Verhältnissen insbesondere in Gebieten mit höheren Niederschlagsmengen vermeiden kann. Die hohe Verdunstung bewirkte zugleich einen um ca. 87 % verminderten Sickerwasserabfluss in Beziehung zu sämtlichen zugeführten Wässern und betrug rechnerisch unter Einbeziehung des verringerten Wasserrückhalts der Rottematerialien und gebildeter Dissimilationswässer etwa 700 l/m^2 .

Mit sterilisierten Proben eines Sickerwassers der Nachrotteversuche nach 30 Rottemonaten wurde in Abbauprobungen nach 14-tägiger Temperatureinwirkung eine Verringerung der CSB-Frachten bei Temperaturen von 50°C und 70°C vermutlich durch wasserdampfgebundenes Ausstrippen organischer Substanzen festgestellt. Gleichzeitig deutete die Verringerung der CSB-Frachten um maximal 16 % bei 70°C nach 14 Tagen auf eine für biologisch stabilisierte organische Substanzen typische Thermostabilität hin. Die biologische Stabilität der organischen Inhaltsstoffe dieses Sickerwasser wurde zusätzlich in mikrobiellen Abbauprobungen mit unsterilisierten Proben untersucht. Dabei ergab sich nach Abzug des oben genannten Ausstrippanteils eine maximale Verminderung der CSB-Frachten von 24,6 % bei 30°C nach 14 Tagen. Bei der Verminderung der CSB-Frachten um 13 % bei 50°C überlagerten sich vermutlich der Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe und mikrobielles Wachstum gekennzeichnet durch erhöhte Frachten koloniebildender Mikroorganismen. Bei 70°C wurde dagegen keine mikrobielle Verminderung der CSB-Frachten vermutlich aufgrund einer Sickerwasserhygienisierung festgestellt. Da in den Abbauprobungen mit einem Kreislaufsickerwasser aus weitestgehend gerotteten Restabfällen die CSB-Frachten aber nicht die CSB-Konzentrationen gesenkt werden konnten, sollten zur Eliminierung vergleichbarer organischer Belastungen von Rottesickerwässern angepasste Verfahren eingesetzt werden. So können z.B. mit Umkehrosmoseverfahren auch Schwermetallionen oder Salze entfernt werden. Da die Standzeit der dabei verwendeten Membranen von der Wasserqualität abhängt, schafft der Sickerwasserkreislauf in Folge der vorverlagerte Sickerwasserreinigung wirtschaftliche Vorteile. Für kapital schwache Länder, wo vergleichbare Sickerwasserreinigungsverfahren oftmals nicht zur Verfügung stehen, minimiert der Sickerwasserkreislauf das Sickerwasservolumen und die Emission unbehandelte, möglicherweise toxischer Sickerwasserinhaltsstoffe.

Summary

For the treatment of refuses before depositing them in a landfill, in the manner demanded by the European landfill directive, what has been done in Germany is that, with the Ordinance passed in the year 2001 on the environmentally compatible sedimentation of housing-estate waste and on biological refuse treatment plants, mechanically-biological refuse treatment was permitted alongside the established thermal procedures. Thereby the aerobically biological treatment of refuses, the so-called refuse rotting, represents an important part-process amongst the mechanically-biological processing concepts.

During the refuse rotting there arise gaseous emissions and waste water substances e.g. in the form of leachates. Leachates can be loaded with organic substances, salts and heavy metal ions. In order to minimise the volume and the pollutant load of leachates the above-mentioned Ordinance requires, in Article 3 (Ordinance for the Alteration of the Waste Water Ordinance in Appendix 23, Part B) internally-processed re-cycling and multiple usage. Since, in the literature available, there hardly exist any details on the repercussions of leachate circulation on refuse rotting, in the work here submitted the processes on which it is based were investigated on approximately 36,000 kg of fresh refuse using a probe lysimeter. In so doing the rotting refuse functioned as biologically and chemically active static bed bio-filters onto which the leachates formed was fed back. As part of the assessment of the rotting process throughout the execution of the one-year trial period the rotting temperatures as well as the concentration of the gases carbon dioxide, oxygen and methane were measured in the lysimeter. The water balance of the lysimeter was balanced out using all of the water fed in and flowing out. For the leachate formed the concentrations of individual ions such as, for instance, chloride ions as representatives of the salts, were ascertained from summation parameters such as, for instance, of the chemical oxygen demand (COD) for organic compounds and the toxic effect vis-à-vis test organisms.

Since it was to be assumed, with long-lasting refuse rotting with leachate circulation with the re-concentration of non-biologically degradable leachate content substances such as, for instance, heavy metal ions and organic substances degradable only with difficulty, in parallel to the lysimeter trial, post-rotting trials took place in a laboratory in rotting simulation reactors (RSR) using refuses which had already been aerobically-biologically stabilised for two years. The post-rotting trials were thereby investigated analogous to the lysimeter trials. For example, after 30 months of rotting in a post-rotting trial a leachate was obtained from the most ex-

tensive refuse rotting with leachate circulation, and in decomposition trials the stability of the organic leachate content substances, which were only degradable with difficulty, was tested. Important insights acquired during the work here submitted are that the rotting trial with the fresh refuse in the lysimeter and the post-rotting trials with stabilised refuse in RSR were not disturbed by the leachate circulation. Evidence of this is provided by the typical and disturbance-free sequences of the rotting temperatures and/or of the composition forms of the waste air emitted. Thereby, on account of the temporal sequence of the integral of temperature-differences and/or of the carbon dioxide emission it is possible to draw limits between an eight-month period of intensive rotting and a following post-rotting phase in the lysimeter trial. The post-rotting phase in the lysimeter trial was especially comparable to the post-rotting trials of stabilised refuses in RSR on account of the sequence of the carbon dioxide emission and indicates the biological stability of the rotting refuses in this period. This insight is substantiated by the almost complete elimination of the ammonium nitrate concentrations originating in the decomposition of the integral parts of the organic refuse in fact down to less than 1 mg/l and the great decrease of the biological oxygen demand (BOD₅) concentrations in the circulating leachates of the lysimeter trial to approximately 35 mg/l within the first eight months of rotting. Organic substances which are difficult to biologically decompose, and which were ascertained in the COD concentrations, enriched themselves in the leachates of the lysimeter trial during the intensive rotting period by up to approximately 5,000 mg/l and did not decrease until the post-rotting phase down to approximately 2,500 mg/l. Thereby the leachates of the lysimeter trial and the leachates of the post-rotting trial in RSR, which had COD concentrations, with increasing duration of the trial, of up to approximately 1,200 mg/l, constantly exceeded the COD limitation level of 200 mg/l for their introduction into stretches of water according to the Waste Water Ordinance (Appendix 23, Part C). Despite the high organic loading levels illustrated via the COD concentrations, the leachates of the lysimeter trial after four, eight and twelve months of rotting as well as the post-rotting trial after 30 months of rotting had very slight toxicity benchmark levels of a maximum of G_L 3 in the "luminous bacteria test" or G_D 5 in the "daphnia test". One exception was represented by the relatively high "fish toxicity" with G_F 64 in the leachate after four months of rotting in the lysimeter trial which probably derives from the predominantly ammonium/ammoniac toxicity and which fell to G_F 4 after eight months of rotting as a consequence of the nitrification of ammonium. The virtually unaltered daphnia toxicity of G_D 5, which was also measured for the leachate of the post-rotting trial after 30 months of rotting, was presumably traceable to the nitrate concentrations of the leachates.

It furthermore became clear from the lysimeter trial executed in the open that, despite an annual precipitation quantity 557 l/m^2 and a virtually complete re-cycling of leachate on account of the great evaporation of the surface of the lysimeter, a drying out of the lower layers of the rotting refuses could not be avoided. Therefore, for example, it has to be provided for an underground trickling of leachates which is furthermore able to avoid possible smell problems or wetting of the upper layers connected with anaerobic conditions, in particular in areas with higher levels of precipitation. The high evaporation furthermore had the effect of an approximately 87 % decrease in leachate outflow in reference to all items of water fed in and was, in terms of calculation, and taking into account the decreased water retention of the rotting materials and the dissimilation water formed, around 700 l/m^2 .

With sterilised samples of a leachate from the post-rotting trial after 30 months of rotting it was ascertained in decomposition trials after 14-day temperature exposure that there was a reduction of the COD loading at temperatures of 50°C and 70°C presumably via condensation-related stripping out of organic substances. Simultaneously the reduction of the COD loadings by a maximum of 16 % at 70°C after 14 days indicated a thermal stability typical for biologically stabilised organic substances. The biological stability of the organic content substances of this leachate was in addition investigated in microbial decomposition trials with unsterilised samples. There arose thereby, after the deduction of the stripping-out share mentioned above, a maximum reduction of the COD loadings of 24.6 % at 30°C after 14 days. In the case of a decrease of the COD loadings by 13 % at 50°C there was presumably an over layering of the decomposition or organic leachate content substances and microbial growth characterised by increased loadings of colony-forming micro-organisms. By contrast at 70°C no microbial decrease of the COD loadings was detected, presumably on account of sanitisation of the leachate. Since, in the decomposition trials with a circulating leachate from the most extremely rotted refuses, the COD loadings, but not the COD concentrations, could be decreased, suitable processes, e.g. pressure-driven membrane processes, should be deployed for the elimination of comparable organic loadings. In that way, e.g. with a reverse osmosis process, heavy metal ions and also salts can be removed. Since the operating lifespan of the membranes thereby deployed is dependent upon the water quality, the leachate circulation has economic advantages as a consequence of the pre-displaced leachate purification. For countries with insufficient capital, where comparable leachate purification processes are often not available, the leachate circulation contributes to a significant reduction in the volume of leachate and also contributes to lower emissions of untreated, possibly toxic, leachate content substances.

1 Einleitung und Problemstellung

Der Abfallbehandlung kommt weltweit, aufgrund des prognostizierten Bevölkerungswachstums von sechs auf acht Milliarden Menschen in den nächsten 25 Jahren (HOPP, 2001) verbunden mit schnell ansteigenden Abfallmengen, eine herausragende Stellung zusätzlich zum Boden-, Trinkwasser- und Klimaschutz zu (ESCHKÖTTER & NASSOUR, 2001; LE MONDE DIPLOMATIQUE, 2003; KÖRTEL, 2004).

Deshalb sollen in Deutschland Abfälle nach dem Abfallgesetz (AbfG, 1986) zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit und zum Schutz der Umwelt geordnet entsorgt werden. Zusätzlich zur Entsorgung schreibt das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1994) eine Verwertung von Abfällen vor. Ziel der Abfallbehandlung ist somit eine möglichst vollständige stoffliche oder energetische Abfallverwertung und die kontrollierte Stabilisierung organischer Abfallbestandteile, die eine emissions- und nachsorgearme Ablagerung behandelter Abfälle ermöglicht (FRIEDRICH & FRICKE, 1998; HAHN, 2003). Die Stabilisierung von Restabfällen kann grundsätzlich mit thermischen Methoden (Restabfallverbrennung) oder, als Bestandteil der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA), mit aerob-biologischen (Restabfallrotte) oder anaerob-biologischen Verfahren (Restabfallvergärung) erfolgen (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003). Zur Beurteilung des Behandlungserfolges und der Ablagerungsfähigkeit schrieb die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi, 1993) ab dem Jahr 2005 einen Glühverlust $\leq 5\%$ der Trockensubstanz (TS) behandelter Restabfälle vor. Da dieser Parameter nur durch thermische Restabfallbehandlung erfüllbar ist, wurden biologische Behandlungsverfahren indirekt ausgeschlossen (DOEDENS, 2004) und ihre Entwicklung zurückgestellt. Erst die Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen ersetzte im Jahr 2001 in Artikel 1 (Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)) den Glühverlust durch biologische Beurteilungsparameter wie z.B. die Atmungsaktivität in vier Tagen (AT_4) und sicherte damit den Fortbestand biologischer Restabfallbehandlungsverfahren (WIEMER, 2002). Zum Nachweis der Gleichwertigkeit mit thermischen Verfahren müssen biologische Restabfallbehandlungsanlagen jedoch die in Artikel 2 dieser Verordnung (Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen (30. BImSchV)) geregelten Anforderungen bezüglich gasförmiger Emissionen erfüllen. Deshalb muss die gesamte aerob-biologische Restabfallbehandlungsstufe einer MBA eingehaust werden, um gasförmige Emissionen vollständig erfassen und reinigen zu können. Hinsichtlich der Gasemissionen und dazugehöriger Reinigungsverfahren liegen bereits zahl-

reiche Untersuchungen vor (FRICKE et al., 1997; DOEDENS et al., 2000; STOCKINGER & CUHLS, 2002; ANGERER & LORBER, 2003; SCHEELHAASE et al., 2003; SCHIEMANN & PRETZ, 2004). Im Vergleich dazu fanden die Abwasseremissionen und deren Behandlung bisher weniger Aufmerksamkeit (SCHALK, 2004). Artikel 3 der oben genannten Verordnung (Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (AbwV)) schreibt in Anhang 23, Teil B vor, den Volumenstrom und die Schadstofffracht von Abwässern (Abluftkondensate und Sickerwässer) der aerob-biologischen Restabfallbehandlung durch Kreislaufführung und Mehrfachnutzung zu minimieren. Deshalb bildet die Rückführung von Abluftkondensaten und Sickerwässern die Grundlage für den abwasserfreien Betrieb von aerob-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (BÖNING & DOEDENS, 2002; DIPPERT, 2004). Kondensate aus der Abluftbehandlung können auch als „verlagerte“ Sickerwässer angesehen werden und sind im Vergleich zu Sickerwässern relativ schwach belastet (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997; DOEDENS et al., 2000; LOLL, 2002; SCHALK, 2003). Von herausragender Bedeutung ist somit die Kreislaufführung und Mehrfachnutzung von Sickerwässern durch Rückführung in die Intensiv- oder Nachrotte von Restabfällen (BÖNING & DOEDENS, 2002). Dabei fungiert die Restabfallmiete als biologisch und chemisch aktiver Festbettbiofilter, in dem z.B. organische Sickerwasserinhaltsstoffe abgebaut werden (COLLINS & SPILLMANN, 1977 und 1980; SPILLMANN & COLLINS, 1978 und 1979; JOURDAN et al., 1982; JOURDAN, 1983; SPILLMANN, 1985 und 1988). Gleichzeitig kann der Sickerwasserkreislauf aber zu Hemmungen der am Abbau organischer Restabfallbestandteile beteiligten Biozönosen führen (LOLL, 2002) und damit die Restabfallstabilisierung gefährden. Des Weiteren ist in Folge des Sickerwasserkreislaufs eine Aufkonzentrierung von nicht biologisch abbaubaren Sickerwasserinhaltsstoffen wie Schwermetallionen (FJÄLLBORG & DAVE, 2003) und Salzen zu erwarten (LOLL, 2000; SCHALK, 2003 und 2004).

Die vorliegende Arbeit untersucht deshalb die Auswirkungen des Sickerwasserkreislaufs auf die aerob-biologische Restabfallbehandlung, die Sickerwassermengen sowie die biologischen, chemischen, physikalischen und toxischen Sickerwassereigenschaften. Da die biologische Restabfallbehandlung als Bestandteil der MBA durch die oben genannte Artikelverordnung in Deutschland und durch die europäische Deponierichtlinie (Deponierichtlinie, 1999) in Europa stark an Bedeutung gewinnt, liefert die vorliegende Arbeit zum Sickerwasserkreislauf Erkenntnisse für den Betrieb entsprechender Anlagen. Für kapital schwache Länder, die hoch entwickelte Restabfallbehandlungskonzepte wie in Deutschland - wenn überhaupt - nur in Ansätzen realisieren können (KÖRTEL et al., 2003; KÖRTEL, 2004; THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003), stellt die aerob-biologische Restabfallbehandlung z.B. nach dem

Kaminzugverfahren (SPILLMANN & COLLINS, 1981) in Kombination mit dem Sickerwasserkreislauf eine verfahrenstechnisch einfache und kostengünstige Möglichkeit zur Verbesserung der gesamten Umweltsituation dar.

2 Stand des Wissens

2.1 Stoffliche Zusammensetzung von Restabfällen

Restabfälle sind ein extrem heterogenes Stoffgemisch hinsichtlich der Stückgrößen und Nährstoffgehalte, der Feuchtigkeit und der organischen Bestandteile (RICHARD, 1992; MAAK, 2001). Für Deutschland wurde die stoffliche Zusammensetzung von Restabfällen (Abb. 1) durch umfangreiche Sortieranalysen, die verschiedene Bebauungs- und Siedlungsstrukturen, Restabfallbehältergrößen sowie jahreszeitliche Aspekte berücksichtigten, in den Jahren 1996 bis 2000 bestimmt (KERN, 2000). Etwa 33 Masse-% der Restabfälle bestand aus verwertbaren Materialien wie Kunst- und Verbundstoffen, Glas, Papier und Pappe sowie Metallen. Nicht verwertbare Materialien wie Fein- und Mittelmüll (< 40 mm), Bio- und Grünabfälle, Windeln und sonstige Abfälle hatten einen Anteil von ca. 66 Masse-%. Zur biologischen Behandlung eignen sich organische Restabfallbestandteile mit insgesamt etwa 45 Masse-%, bestehend aus Bio- und Grünabfällen (> 40 mm), etwa der Hälfte des Fein- sowie Mittelmülls (< 40 mm) und der Fraktion Papier/Pappe.

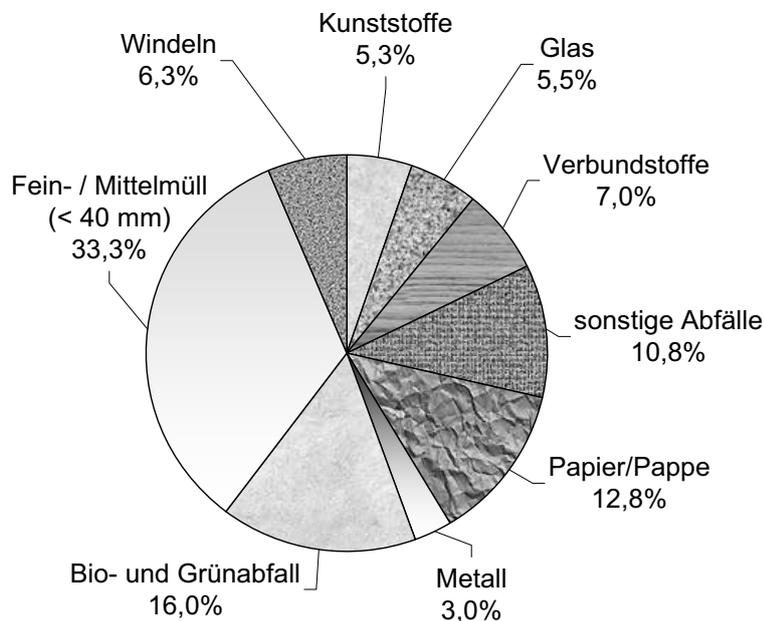


Abb. 1: Stoffliche Zusammensetzung von Restabfällen in Deutschland (KERN, 2000).

Die Restabfallzusammensetzung in Ländern wie Deutschland unterscheidet sich deutlich von kapitalschwachen Ländern. Insbesondere der Anteil organischer Restabfallbestandteile erhöht sich z.B. in den Vereinigten Arabischen Emiraten, im Iran, in Brasilien, Kolumbien, Tunesien

oder Syrien auf 50 Masse-% bis 75 Masse-%. Des Weiteren beinhalten die Restabfälle dieser Länder sehr hohe Wassergehalte von 40 Masse-% bis 80 Masse-% im Vergleich zu 20 Masse-% bis 40 Masse-% in Deutschland (HAMODA et al., 1998; DEGENER, 2000; HASSEN et al., 2001; MAAK, 2001; BÖNING & DOEDENS, 2002; KÖRTEL et al., 2003; KÖRTEL, 2004).

2.2 Verfahren zur Restabfallbehandlung

Die Restabfallbehandlung kann durch thermische oder mechanisch-biologische Verfahren erfolgen (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003). Dabei ist unabhängig vom Verfahren die Stabilisierung organischer Restabfallbestandteile von entscheidender Bedeutung, damit behandelte Restabfälle nach der Ablagerung nur minimale Gasemissionen, organische Sickerwasserbelastungen und Setzungen des Deponiekörpers verursachen (FRIEDRICH & FRICKE, 1998).

Die seit mehr als 100 Jahren angewendete thermische Restabfallbehandlung zerstört durch Verbrennung organische Schadstoffe und hygienisiert gleichzeitig den gesamten Restabfallstrom. Durch Umwandlung in Schlacke, die z.B. unterirdisch abgelagert wird, reduziert sich das Restabfallvolumen auf etwa zehn Prozent (FINSTEIN, 1993; THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003).

Die biologische Restabfallbehandlung startete in Deutschland in den 1960-er Jahren mit sogenannten Mischmüllkompostierungsanlagen (PIERAU, 1969; REUß et al., 1975; NIESE, 1978; WIEMER, 2002) und hat somit eine im Vergleich zur thermischen Restabfallbehandlung deutlich kürzere Entwicklungsgeschichte. Da die biologische Restabfallbehandlung später mit einer mechanischen Aufbereitung verknüpft wurde, entstand eine Vielzahl mechanisch-biologischer Restabfallbehandlungskonzepte. Deren Umsetzung in der Praxis (siehe z.B.: FRICKE et al., 2002 a) lässt sich mit drei in Tab. 1 dargestellten Verfahrensprinzipien beschreiben (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003).

Tab. 1: Verfahren zur mechanisch-biologischen/physikalischen Restabfallbehandlung (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2003).

| Stoffstromtrennverfahren Spalte (1) | Stabilisierungsverfahren Spalte (2) | Endrotteverfahren Spalte (3) |
|---|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> - Abtrennung einer Leichtfraktion mit Rotte der Schwerfraktion - Abtrennung einer Leichtfraktion und Vergärung der Schwerfraktion mit Rotte oder Verbrennung des Gärrestes | <ul style="list-style-type: none"> - Erzeugung hochwertiger Ersatzbrennstoffe mit mechanisch-biologischer oder mechanisch-physikalischer Stabilisierung | <ul style="list-style-type: none"> - Rotte sämtlicher Restabfälle nach Kaminzugverfahren oder Dombelüftungsverfahren |

Stoffstromtrennverfahren (Tab. 1: Spalte 1), die gemeinsam mit Stabilisierungsverfahren (Tab. 1: Spalte 2) den Stand der Technik darstellen, erzeugen aus Restabfällen eine als Ersatzbrennstoff energetisch verwertbare Leichtfraktion und eine nicht verwertbare Schwerfraktion. Die Schwerfraktion muss vor der Deponierung aerob- bzw. anaerob-biologisch oder thermisch bis zur Ablagerungsfähigkeit nach AbfAbIV stabilisiert werden.

Die im Vergleich zu Stoffstromtrennverfahren technisch aufwändigeren Stabilisierungsverfahren konzentrieren mit biologischer oder physikalischer Trocknung und Sortierung den gesamten in den Restabfällen enthaltenen Kohlenstoff in hochwertigen Ersatzbrennstoffen (WITTMAIER et al., 2001). Der nicht verwertbare Rest von Stoffstromtrennverfahren ist ohne weitere Behandlung deponierbar.

In Endrotteverfahren (Tab. 1: Spalte 3) wie dem Kaminzugverfahren (SPILLMANN & COLLINS, 1981), dem Dombelüftungsverfahren (PAAR, 2000; BRUMMACK & POLSTER, 2004) oder dem Faber-Ambra[®]-Verfahren (MAAK, 2001) wird der gesamte Restabfallstrom zerkleinert bzw. homogenisiert oder unbehandelt in selbstbelüfteten statischen Mieten aerobiologisch stabilisiert. Wirtschaftlichen Vorteilen von Endrotteverfahren stehen die Behandlungsdauer von etwa einem Jahr und große offene Immissions-Flächenquellen als Nachteile gegenüber (STENTIFORD; 1987; DOEDENS, 2004). Aufgrund fehlender Immissionschutzmaßnahmen sind Endrotteverfahren in Ländern mit hoch entwickelter Abfallwirtschaft und Umweltstandards wie Deutschland und Österreich nicht mehr zulässig. Für kapitalschwache Länder, die keinen Zugang zu hoch entwickelten Restabfallbehandlungsverfahren haben, stellen Endrotteverfahren insbesondere zur Stabilisierung des hohen Organikanteils (HAMODA et al., 1998) eine kostengünstige Möglichkeit zur Restabfallbehandlung dar. Des Weiteren besitzt z.B. in Erdöl exportierenden Ländern wie dem Iran die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit durch behandelte organische Restabfallbestandteile Priorität vor der energetischen Rest-

abfallverwertung (KÖRTEL et al., 2003; HASSEN et al., 2001). Weitere Vorteile von Endrotteverfahren sind die dezentrale Ausführbarkeit und die Einsparung von Fremdenergie zur Belüftung (MAAK, 2001).

2.3 Biochemische Umsetzung organischer Abfallbestandteile während der biologischen Restabfallbehandlung

Die organische Substanz unbehandelter Restabfälle wird von Kohlenhydraten mit bis zu 56 % dominiert und besteht des Weiteren aus Proteinen, Lipiden, Lignin sowie Kunststoffen, die unterschiedlich gut aerob- oder anaerob-biologisch abgebaut werden können (PALMISANO & BARLAZ, 1996; KÖGEL-KNABNER & PICHLER, 1999; LOTT FISCHER et al., 2001). Vereinfacht dargestellt kennzeichnen den anaerob-biologischen Abbau organischer Restabfallbestandteile nacheinander ablaufend eine hydrolytische, eine acidogene, eine acetogene und eine methanogene Phase (REINHARDT, 2000; SPRENGER, 2002). Bei störungsfreier anaerober Mineralisierung organischer Substanzen wird als Endprodukt Biogas aus 50 Vol.-% bis 70 Vol.-% Methan und 30 Vol.-% bis 50 Vol.-% Kohlenstoffdioxid gebildet. Methangas stellt die Grundlage für den Erhalt und die Nutzung eines Teils der in den Restabfällen vorhandenen potenziellen Energie dar, da es in Elektrizität und Wärme umgewandelt werden kann. Energetischen Vorteilen der anaerob-biologischen Restabfallbehandlung stehen im Vergleich zu aerob-biologischen Verfahren nachteilig ein erhöhter technischer Aufwand zum Ausschluss von Luftsauerstoff für strikt anaerob lebenden methanogenen Mikroorganismen und nicht anaerob-biologisch verwertbare Restabfallbestandteile wie z.B. Lignin (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997) gegenüber. Des Weiteren kann die Depolymerisierung und Hydrolyse hochmolekularer Restabfallbestandteile langsam verlaufen (RAIZADA, 2004) und die Anreicherung organischer Zwischenprodukte wie Säuren (STEGMANN, 1981; SCHERER, 2001) die Verwertung leicht abbaubarer Substanzen wie Stärke, Proteine oder Hemicellulose durch saure pH-Werte hemmen. Außerdem besteht eine Temperaturempfindlichkeit und Substratspezifität methanogener Mikroorganismen (EHRIG & MENNERICH, 1987). Vorteile der aerob-biologischen Restabfallbehandlung im Vergleich zu anaerob-biologischen Verfahren liegen des Weiteren in der geringeren Empfindlichkeit beteiligter Mikroorganismen gegenüber Chemikalien wie z.B. Cyanide oder Pestizide (COLLINS & SPILLMANN, 1985) und der Verwertung schwer biologisch abbaubarer organischer Restabfallbestandteile z.B. durch Actinomyceten und Pilze (NEUMEIER & KÜSTER, 1986; BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997; LOTT FISCHER et al., 2001; SCHERER & KÄMPFER, 2002).

Prinzipiell werden während der aerob-biologischen Behandlung, vergleichbar mit der Humifizierung organischer Substanzen in Böden, organische Restabfallbestandteile durch Mineralisierung, mikrobielle Resynthese, cometabolische Reaktionen ab- und umgebaut oder selektiv angereichert (KÖGEL-KNABNER & PICHLER, 1999). Leicht biologisch abbaubare Stoffe wie nichtcellulose Kohlenhydrate, Proteine und ein Teil der Lipide werden von Mikroorganismen zur Energiegewinnung und Zellvermehrung zu Kohlenstoffdioxid sowie Wasser mineralisiert. Dabei werden etwa 40 % bis 60 % der Energie als Wärme frei (LOTT FISCHER et al., 2001; ROTTER, 2003), die zur Selbsterhitzung und damit zur Hygienisierung der rottenden Restabfälle beiträgt (UPDEGRAFF, 1972; NIESE, 1978; FINSTEIN & MORRIS, 1975; STENTIFORD, 1987; RICHARD, 1992; PALMISANO & BARLAZ, 1996; HASSEN et al., 2001). Da Mikroorganismen aus nichtcellulose Kohlenhydraten, Proteinen und Lipiden bestehen, kommt es jedoch in Folge der Zellvermehrung zur Resynthese dieser Stoffe aus monomeren Abbauprodukten der vorherigen Mineralisierung. Der mikrobielle Abbau schwer oder kaum biologisch verwertbarer organischer Stoffe wie z.B. Lignin, langkettige Lipide oder Kunststoffe liefert wenig oder keine Energie. Deshalb werden diese Stoffe, bzw. auch von ihnen eingekapselte leicht biologisch abbaubare Stoffe, während der aerob-biologischen Restabfallbehandlung selektiv angereichert. Nur in Gegenwart anderer leicht abbaubarer Kohlenstoffquellen als Energiequelle können schwer biologisch abbaubare organische Stoffe cometabolisch transformiert, d.h. umwandelt, aber nicht mineralisiert werden (KÖGEL-KNABNER & PICHLER, 1999; FRITSCHKE, 2002).

Aufgrund der Ab- und Umbauprozesse organischer Substanzen kommt es während der anaerob- und aerob-biologischen Restabfallbehandlung in modernen mechanisch-biologischen Anlagen (Tab. 1: Spalten 1 und 2) bereits nach mehreren Monaten zu ausreichenden Massenverlusten emissionsrelevanter organischer Stoffgruppen in der Reihenfolge Cellulose > nichtcellulose Kohlenhydrate > Lipide > Proteine > Lignin (KÖGEL-KNABNER & PICHLER, 1999). Deshalb ist von weitgehend biologisch stabilisierten Restabfällen nach der Deponierung nur noch ein geringes Emissionspotenzial zu erwarten, so dass Schutzziele der TASI wie „praktisch keine Deponiegasbildung“ oder „geringfügige Setzungen“ des Deponiekörpers erreicht werden (DACH, 1999).

Endrotteverfahren (Tab. 1: Spalte 3) erzielen ebenso die Ablagerungsfähigkeit nach AbAbIV für mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle, benötigen jedoch im Vergleich zu modernen mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren eine deutlich längere Behandlungsdauer von etwa einem Jahr (MAAK, 2001).

2.4 Sickerwasserkreislauf während der biologischen Restabfallbehandlung

2.4.1 Entstehung von Sickerwässern während der biologischen Restabfallbehandlung

Abwässer in Form von Abluftkondensaten und Sickerwässern entstehen während der aerob-biologischen Restabfallbehandlung aus der Eigenfeuchte der Restabfälle, aufgrund von Abbauprozessen organischer Bestandteile und dem Eintrag von Niederschlagswasser (Tab. 2: nach BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997).

Tab. 2: Abwässer der aerob-biologischen Abfallbehandlung (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997).

| Abwässer der aerob-biologischen Abfallbehandlung | |
|--|---|
| Sickerwässer | Abluftkondensate |
| <ul style="list-style-type: none"> - Presswässer aus der Eigenfeuchte des Materials - endogene, durch biochemische Umwandlungen entstandene Wässer - exogene, durch eindringenden Niederschlag verursachte Wässer | <ul style="list-style-type: none"> - während der Fassung und Reinigung von Abluftströmen gebildete Kondensatwässer |

Die 30. BImSchV (§ 5 (1)) schreibt ab dem Jahr 2005 für aerob-biologische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland eine vollständige Einhausung vor. Deshalb sind aufgrund des Ausschlusses von Niederschlagswasser und niedriger Wassergehalte der Restabfälle von 20 Masse-% bis 40 Masse-% (Kapitel: 2.1) nur geringe Sickerwassermengen in Folge aerober Abbauprozesse organischer Substanzen und durch Bewässerung der Rottematerialien zu erwarten. Während der heißen Intensivrotte oder in Folge der Trocknung von Restabfällen zur Ersatzbrennstoffgewinnung (Tab. 1: Spalten 1 und 2) bilden sich jedoch Abluftkondensate, die zur Bewässerung der Intensiv- oder Nachrotte eingesetzt werden (BÖNING & DOEDENS, 2002). Da aber ein direkter Zusammenhang zwischen Rottetemperaturen und damit verbundener Verdunstung aus dem Restabfallkörper besteht (COLLINS & SPILLMANN, 1974; SPILLMANN & COLLINS, 1978), ist bei Rottetemperaturen von weniger als 50°C (PIERAU, 1969) mit einer Sickerwasserbildung zu rechnen, so dass nur die Intensivrotte sickerwasserfrei ablaufen kann.

Sickerwässer sind des Weiteren während der nach § 16 (30. BImSchV) gestatteten offenen Nachrotte, die in Ausnahmefällen für vorstabilisierte Restabfälle zulässig ist (BUTZ, 2004), durch den Eintrag von Niederschlagswasser zu erwarten. Die offene, d.h. nicht eingehauste Nachrotte bietet den Vorteil Investitionskosten in Folge des Verzichtes auf großflächige Überdachungen für die mehrmonatige Behandlung einzusparen (LOLL, 2002) und den Frisch-

wasserverbrauch durch den Eintrag von Niederschlagswasser zum Erhalt ausreichender Wassergehalte der Nachrottematerialien zu minimieren (FRANKE & DEGENER, 2003).

Beim Einsatz offener Endrotteverfahren wie z.B. dem Kaminzugverfahren im Iran (KÖRTEL et al., 2003; KÖRTEL, 2004) oder dem Faber-Ambra[®]-Verfahren in Brasilien (MAAK, 2001) ist eine Sickerwasserbildung verstärkt zu erwarten, da die Restabfälle sehr hohe Organik- und Wasseranteile enthalten (Kapitel: 2.1). Außerdem können extreme jährliche Niederschlagsmengen von 2000 mm bis 4000 mm wie in Teilen Brasiliens oder zeitlich konzentrierte monsunale Niederschläge wie im Süden des Iran oder Vietnams vorkommen, wo in sechs Sommermonaten bis zu 1350 mm Niederschlag fallen (MICROSOFT[®] CORPORATION, 1998; HEMMING, 2000).

2.4.2 Eigenschaften von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung

Erst in Folge der Einhausungspflicht nach § 5 (1) der 30. BImSchV müssen in Deutschland ab dem Jahr 2005 sämtliche Gas- und Wasseremissionen aerob-biologischer Restabfallbehandlungsanlagen erfasst werden. Deshalb wurde die Restabfallrotte bis zu diesem Zeitpunkt vor allem auf Deponiekörpern wie in Schwäbisch Hall, Meisenheim (Landkreis Bad Kreuznach) oder Wilhelmshaven durchgeführt (JOURDAN et al., 1982; MAAK & COLLINS, 1997; BREUER, 2000). Da somit eine Vermischung der Rottesickerwässer mit Deponiesickerwässern nicht vermeidbar war, sind nur die in Tab. 3 dargestellten Eigenschaften von Abwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung bekannt. Es wird deutlich, dass unverdünnte endogene Sickerwässer stärker als exogene Sickerwässer mit Kohlenstoff- (BSB₅, CSB, TOC) - und Stickstoffverbindungen (NH₄⁺-N, NO₃⁻-N) sowie Salzen (Leitfähigkeiten und Chloridionen) belastet sind (LOLL, 2002). Kondensate aus der Abluffassung weisen im Vergleich zu Sickerwässern geringere Salzgehalte und organische Belastungen auf.

Tab. 3: Eigenschaften von Abwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung.

| Parameter | Einheit | Rottehalle der MBA Lüneburg (DOEDENS et al., 2000) | | Aerob-biologische Abfallbehandlung (LOLL, 2002) | | |
|---------------------------------|---------|--|---------------|--|------------------------|--|
| | | Abluftkondensat | Prozesswasser | Abluftkondensat | Endogenes Sickerwasser | Exogene bzw. Mischabflüsse offener Verfahren |
| pH | - | 7,0-8,9 | 6,9-8,46 | 8,0-8,6 | 5,8-8,6 | 7,0-8,1 |
| LF | mS/cm | | | 1,8-2,5 | 4,1-14,7 | 1,3-8,8 |
| CSB | mg/l | 272-25800 | 3290-62630 | 500-2000 | 20000-100000 | 500-2500 |
| BSB ₅ | mg/l | 1801-3166 | 6400-47500 | 100-1000 | 10000-45000 | 100-1200 |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/l | 4,3-1175 | 73-3220 | < 5-100 | 50-800 | 15-300 |
| NO ₃ ⁻ -N | mg/l | 1,3-29 | 18-90 | < 1 | < 5-190 | < 5-150 |
| NO ₂ ⁻ -N | mg/l | 0,3 | 0,42-6,5 | | | |
| Cd | mg/l | | | < 0,02 | 0,01-0,2 | < 0,05-0,2 |
| Ni | mg/l | | | < 0,04 | 0,07-2,6 | < 0,05-1 |
| Pb | mg/l | | | < 0,1 | 0,01-0,2 | < 0,1-0,2 |
| Zn | mg/l | | | 0,2-1,6 | 1-8 | < 1-2 |
| Cl ⁻ | mg/l | 140-320 | 1230-8800 | | 2000-10000 | 30-500 |

2.4.3 Wirkung des Sickerwasserkreislaufs während der biologischen Restabfallbehandlung

Die Bewegung von Wasser stellt während der biologischen Restabfallbehandlung zusätzlich zur Belüftung die Grundlage für Abbauprozesse organischer Restabfallbestandteile dar (DAS et al., 2002). Wasser ist dabei als Lösungsmittel für Nährstoffe, Enzyme und Gase sowie als chemische Wirksubstanz bei Stoffumwandlungen wie der Hydrolyse erforderlich. Für eine ungestörte vollständige aerob-biologische Restabfallstabilisierung müssen deshalb ständig ausreichende Wassergehalte von mindestens 20 Masse-% erhalten werden, da notwendiges mikrobielles Wachstum nur in einem die Restabfallpartikel umfassenden Wasserfilm stattfindet (NIESE, 1978; BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997; STENTIFORD, 1987; HAMODA et al., 1998; HEYER et al., 2000; LOTT FISCHER et al., 2001). Der optimale Wassergehalt der Restabfallrotte ist abhängig vom Rotteverfahren, dem Organikanteil und dem Porenvolumen der Restabfälle (TURK, 1997) und kann mit etwa 40 Masse-% angegeben werden (COLLINS & SPILLMANN, 1985; STENTIFORD, 1987). Wassergehalte von mehr als 55 Masse-% bis 70 Masse-% führen jedoch in Folge der Sauerstofflimitierung zu uner-

wünschten anaeroben Prozessen (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997; FRICKE et al., 2002 b).

Da die Wärmeregulierung während der aerob-biologischen Restabfallbehandlung zu 80 % bis 90 % über die Verdampfung von Wasser erfolgt (FINSTEIN, 1993; SCHERER & KÄMPFER, 2002), kommt es zu einer Austrocknung der Rottmaterialien, die insbesondere während der heißen Intensivrottephase durch Bewässerung verhindert werden muss (PIERAU, 1970; FINSTEIN & MORRIS, 1975; RICHARD, 1992). Die Bewässerung kann mit Frischwasser, Sickerwasser oder Abluftkondensat erfolgen (DIPPERT, 2004). Da Sickerwasser im Vergleich zu Abluftkondensat stärker belastet ist (Kapitel: 2.4.2, Tab. 3), muss vorrangig die Mehrfachnutzung von Sickerwässern durch Kreislaufführung während der Restabfallrotte untersucht werden. Der in Mietenform aufgeschüttete rottende Restabfall wirkt dabei wie ein Biofilter, d.h. als „Biofilmreaktor mit einem Festbett aus körnigem Material als Füllstoff, in dem Filtration und biologischer Abbau kombiniert erfolgen“ (BARJENBRUCH & STÄHLKE, 2004). Das Sickerwasser durchrieselt den Restabfallkörper im Abstrom von oben nach unten. Die Belüftung kann wie z.B. im Kaminzugverfahren (SPILLMANN & COLLINS, 1981) im Gegenstrom zum Sickerwasser von der Basis aus nach oben erfolgen. Im Gegensatz zur Abwassereinigung, wo inerte Füllstoffe verwendet werden, stellen Restabfälle einen biologisch und chemisch aktiven Festbettkörper dar, an dem in Folge des Sickerwasserkreislaufs Lösungsprozesse erfolgen und der stofflich sowie strukturell verändert wird (CORDLANDWEHR, 1986).

Bei ersten Sickerwasserkreislaufversuchen in den 1970-er Jahren wurde festgestellt, dass sich die Sickerwassermenge durch Verdunstung von der Oberfläche einer aeroben Restabfallrottemiete auf etwa 18 % bis 24 % des eingetragenen Niederschlagswassers verringerte (STEGMANN & KNOCH, 1975; SPILLMANN & COLLINS, 1978). Gleichzeitig verminderten sich während des wiederholten Durchrieselns innerhalb von sieben Monaten organische Sickerwasserbelastungen um mehr als 80 % von 4000 mg/l auf 700 mg/l für den CSB und um mehr als 99 % von 2000 mg/l auf 5 mg/l für den BSB₅ (COLLINS & SPILLMANN, 1977). In anaeroben Restabfallablagerungen wie z.B. Deponien bewirkt der Sickerwasserkreislauf eine verkürzte Nachsorgedauer durch den Erhalt ausreichender Wassergehalte und der schnelleren Inertisierung organischer Restabfallbestandteile verbunden mit einer höheren Deponiegasausbeute (EHL et al., 2004; DAS et al., 2002; SCHNEIDER, 2004). Die Verringerung organischer Sickerwasserbelastungen in Folge des Sickerwasserkreislaufs ist jedoch in aeroben Restabfallrottemieten im Vergleich zu anaeroben Restabfallablagerungen um Faktor 200 stärker (SPILLMANN, 1985).

Biologische Abbauprozesse organischer Restabfallbestandteile werden durch Stickstoff- (KNUTH, 1970) oder Phosphormangel (EHRIG, 1986 b; HARTMANN, 1992; DAS et al., 2002) limitiert. Die Rückführung der Sickerwässer kann den Verlust dieser Elemente aus den rottenden Restabfällen und damit Störungen der aerob-biologischen Restabfallbehandlung verhindern. Gleichzeitig bewirkt der Sickerwasserkreislauf während der Restabfallrotte, vergleichbar zu belüfteten Biofiltern (BRAUNISCH et al., 2005), eine Nitrifikation von Ammoniumstickstoff (COLLINS & SPILLMANN, 1977), die in Deponien aufgrund anaerober Verhältnisse nicht erfolgt (EHRIG & MENNERICH, 1987).

Damit erzeugt der Sickerwasserkreislauf in aeroben und anaeroben Restabfallablagerungen ökonomische Vorteile durch die Minimierung des Frischwasserverbrauches zum Erhalt ausreichender Wassergehalte (EHRIG, 1988). Gleichzeitig verringert die Rückführung der Sickerwässer besonders in aeroben Restabfallablagerungen aufgrund der reduzierten Sickerwassermengen und z.B. durch den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe oder die Stickstoffelimination den nachgeschalteten Abwasserkläraufwand (JOURDAN et al., 1982; JOURDAN, 1983).

Die durch den Sickerwasserkreislauf erzeugte Wasserbewegung führt zu einer Homogenisierung der Wasser- und Nährstoffgehalte (RICHARD, 1992) in rottenden Restabfällen und verhindert die Aufkonzentrierungen hemmender Stoffwechselprodukte wie organische Säuren (COLLINS & SPILLMANN, 1985). Deshalb kann das Umsetzen statischer Restabfallrottemieten, das Gas-, Geruchs-, Keim- und Staubemissionen verursacht (TURK, 1997; SCHEELHAASE et al., 2003) minimiert werden. Der Sickerwasserkreislauf kann die Restabfallrotte intensivieren, da Mikroorganismen in sämtlichen Bereichen der Restabfallmiete abgespült werden und nach der Sickerwasserrückführung der gesamten Restabfallkörper mit ihnen inkubiert wird (STEGMANN, 1981; EHRIG, 1988). Des Weiteren können extrazelluläre Enzyme mesophiler Mikroorganismen aus kühleren Bereichen der Restabfallrottemiete in heißere Kernzonen transportiert werden und bereits während der Heißrotte schwer biologisch abbaubare polymere Substanzen als Nahrungsquelle für thermophile Mikroorganismen hydrolysieren (LOTT FISCHER et al., 2001).

Die Verringerung organischer Sickerwasserbelastungen durch biologischen Abbau in den Restabfällen in Folge des Sickerwasserkreislaufs wird jedoch von zunehmend schwerer biologisch verfügbaren organischen Sickerwasserinhaltsstoffe limitiert (SPILLMANN, 1985). Sickerwässer nach weitgehendem Sickerwasserkreislauf werden deshalb von ungünstigen BSB₅/CSB-Quotienten von 0,02 bis 0,07 gekennzeichnet (COLLINS & SPILLMANN, 1977 und 1980; SPILLMANN, 1985), die bereits ab < 0,1 als kaum biologisch abbaubar gelten

(EHRIG, 1978 und 1988). Verantwortlich für ungünstige BSB₅/CSB-Quotienten können bei BSB₅-Konzentrationen von < 10 mg/l hohe, so genannte „Rest-CSB“-Gehalte sein, die vermutlich auf schwer biologisch abbaubare Huminstoffe zurückzuführen sind (STEGMANN & KNOCH, 1975; COLLINS & SPILLMANN, 1977; JOURDAN, 1983; EHRIG, 1988).

Biologisch nicht abbaubare Schwermetallionen (FJÄLLBORG & DAVE, 2003) oder Salze (DANHAMER & JAGER, 1999) können in den Sickerwässern vermutlich mit dem Kreislauf nicht verringert werden. Deshalb ist als Nachteil einer intensiven Sickerkreislaufführung eine Aufkonzentrierung dieser Sickerwasserbestandteile zu erwarten (LOLL, 2000 und 2002), die aber verstärkt während der anaerob-biologischen Restabfallbehandlung in Folge des so genannten Perkolatkreislaufs (LUTZ & WITTMAYER, 2004) zu erwarten ist (SCHALK, 2003 und 2004).

2.5 Versuchsreaktoren zur Untersuchung der biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf im großtechnischen Maßstab und im Labormaßstab

Anaerobe oder aerobe Restabfallablagerungen mit Sickerwasserkreislauf wurden bereits in den 1970-er Jahren untersucht. Dabei wurde nachgewiesen, dass mit zylindrischen Lysimetern aufgrund des minimalen Randflächen-Volumen-Verhältnisses auf großtechnische Restabfallablagerungen übertragbare Ergebnisse gewonnen werden können. Weitere Voraussetzung ist ein Lysimeterdurchmesser von mindestens 5 m und eine stauchbare, zugfeste Lysimeterwandung, die bei ungestörter Setzung der Restabfälle seitliche Dehnungen eines Lysimeters verhindert (SPILLMANN & COLLINS, 1978; SPILLMANN & COLLINS, 1986).

Die Belüftung aerober Rottelysimeter kann passiv nach dem Kaminzugverfahren (SPILLMANN & COLLINS, 1981) erfolgen. Dabei kommt es in Folge des aeroben Abbaus organischer Restabfallbestandteile zur Selbsterhitzung, die eine Dichteverringering der im Lysimeter enthaltenen Luft erzeugt. Deshalb steigt die erwärmte Luft in den Restabfällen sowie im Kaminzugrohr auf. Der damit erzeugte Sog kann für eine selbstständige Belüftung rottender Restabfälle ohne technischen Aufwand bis zu einer Mietenhöhe von 1,8 m (NIESE, 1978) genutzt werden, wenn die Lysimeterbasis z.B. über eine gutdurchlässige Kiesschicht ständig ausreichend mit Frischluft versorgt wird. Zur Vermeidung von Wärmeverlusten müssen die rottenden Restabfälle an der Lysimeteroberseite mit einer maximal 15 cm hohen Kompostschicht abgedeckt werden, die gleichzeitig Geruchsemissionen minimiert (STENTIFORD 1987).

Zur Untersuchung anaerober oder aerober Restabfallablagerungen im Labormaßstab eignen sich nach Standardarbeitsvorschrift „Beprobung von Abfallstoffen in Deponiesimulationsreaktoren“ (DSR) konzipierte Simulationsreaktoren (HEYER et al., 1995). DSR werden jedoch aufgrund gleich bleibender Temperaturen in anaeroben Restabfallablagerungen wie z.B. Deponien unter konstanten Umgebungstemperaturen im Wasserbad oder klimatisierten Räumen betrieben (STEGMANN, 1981; DACH, 1999; SHYPOV, 2003). Im Vergleich dazu stellt die aerob-biologische Restabfallbehandlung einen thermodynamischen Prozess dar. Deshalb reicht eine konstante Temperierung oder eine passiv wirkende Isolierung (STAHLSCHMIDT, 1987), die im großtechnischen Maßstab durch die wärmespeichernden Eigenschaften der Restabfälle erzeugt wird (FINSTEIN & MORRIS, 1975; MORSCHECK & DEGENER, 2005), zur Vermeidung von Wärme- bzw. Energieverluste aus Rottesimulationsreaktoren (RSR) an die Umgebung nicht aus. Daher wurde bereits in den 1930-er Jahren eine aktive Temperatursteuerung für Selbsterhitzungsversuche mit Stroh verwendet, die die im Versuchsmaterial erzeugte Temperatur in der Peripherie des Simulationsreaktors nachführte (NORMAN et al., 1941). Siedlungsabfälle wurden erstmals im Labormaßstab in den 1950-er Jahren mit einer automatischen Temperaturdifferenzregelung untersucht (NIESE, 1959). Dabei muss eine erzwungene Aufheizung der Versuchsmaterialien im Simulationsreaktor durch geringfügig, um etwa 1°C bis 5°C kleinere Heizungstemperaturen vermieden werden (WALKER & HARRISON, 1960).

RSR mit automatischer Temperaturdifferenzregelung wurden in zahlreichen Untersuchungen eingesetzt (NIESE, 1978; SCHOLWIN, 1998 und 2004; REINHARDT, 2000) und bieten den Vorteil mit geringen Abfallmengen kleine Ausschnitte aus großtechnischen Abfallablagerungen unter Erfassung sämtlicher gasförmiger oder flüssiger Emissionen simulieren zu können (DEGENER et al., 2004).

2.6 Toxizität von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung

Sickerwässer aus anaeroben und aeroben Restabfallablagerungen sind hoch konzentrierte Vielstoffgemische mit sehr komplexer Struktur, die mit Summenparametern wie Leitfähigkeit, BSB₅ oder CSB charakterisiert werden. Diese Summenparameter ermöglichen jedoch nur indirekte Aussagen über toxische Eigenschaften von Sickerwässern, da additive bzw. synergistische und antagonistische Effekte nicht erfasst werden (FERRES et al., 1997). Deshalb werden zur Abschätzung der komplexen Wirkungsweise von Vielstoffgemischen und der Risiken für die Umwelt Biotests eingesetzt (HANSEN, 1987; SIERSDORFER, 1998). Biotests erfassen biologische Effekte von Sickerwässern gegenüber Testorganismen, die sich aus dem

Zusammenwirken der Wasserinhaltsstoffe mit Neben-, Abbau- und Folgeprodukten ergeben (STEINHÄUSER, 1996). Da toxische Stoffe sehr spezifisch in unterschiedliche Stoffwechselprozesse eingreifen, müssen Testorganismen aus verschiedenen Trophieebenen verwendet werden (POON & BHAYANI, 1971; SCHMITZ et al., 1992; HAGENDORF, 1992; ZANDER-HAUCK et al., 1993; FENT, 2003; FJÄLLBORG & DAVE, 2003; DIEHL et al., 2004), die gleichrangig zu bewerten sind, da gravierende Schädigungen einer Trophieebene das gesamte Ökosystem beeinträchtigen können (FERRES et al., 1997). Im aquatischen Bereich ist jedoch das klassische, für Landlebewesen zutreffende Nahrungskettenmodell einer steigenden Anreicherung (Biomagnifikation) von Schadstoffen aufgrund der direkten Schadstoffaufnahme aus dem Wasser nicht oder nur begrenzt zutreffend (ELSTER, 1987). Deshalb lassen sich Testorganismen aus verschiedenen Trophieebenen wie Leuchtbakterien und Fische nicht gegeneinander austauschen, sondern ermöglichen sich ergänzende weiterführende Interpretationen (HANSEN, 1987).

Zur Überprüfung von Wasserproben wurden reproduzierbare Biotests entwickelt, deren Ergebnis G_x -Werte, wie der G_F -Wert für den „Fischttest“ oder der G_L -Wert für den „Leuchtbakterientest“ sind, die für eine definierte Wirkung, wie z.B. überlebende Fischzahl, den notwendigen Verdünnungsfaktor der Wasserprobe angeben.

Über die Eigenschaften unvermischter Sickerwässer der aerob-biologischen Restabfallbehandlung liegen nur wenig Erkenntnisse vor (Kapitel: 2.4.2) und toxikologisch wurden bisher vorrangig Sickerwässer aus Deponien untersucht. So wurden für zahlreiche unbehandelte Sickerwasserproben aus 23 Deponien unterschiedliche Empfindlichkeiten der Testorganismen festgestellt, da „Fischttest“ (G_F) und „Daphnientest“ (G_D) in 65 % bzw. 80 % der Stichproben G_F - und G_D -Werte > 4 und der „Leuchtbakterientest“ (G_L) in 46 % der Stichproben G_L -Werte > 64 lieferten. Des Weiteren war kein Zusammenhang zwischen Sickerwasserherkunft, d.h. Deponie- bzw. Abfalltyp, und den G_x -Werten erkennbar. Wurden die Sickerwässer nach Stand der Technik gereinigt, verringerten sich für die vier verwendeten Testorganismen in 65 % der Stichproben die G_x -Werte auf ≤ 2 . ZANDER-HAUCK et al. (1993) wiesen für unbehandelte Deponiesickerwässer im „Leuchtbakterientest“ G_L -Werte von 2 bis 96, im „Daphnientest“ G_D Werte von 1 bis 32 und im „Fischttest“ G_F Werte 1 bis 64 nach. Dabei wurde zusätzlich zu einer vorrangigen Toxizität von Ammoniumstickstoff gegenüber den drei verwendeten Testorganismen eine sehr enge Korrelation der Toxizität mit den organischen Summenparametern CSB und TOC festgestellt. Deshalb wiesen Sickerwässer mit geringen CSB-Konzentrationen von 25 mg/l bis 30 mg/l eine sehr geringe Toxizität im Vergleich zu Sickerwässern mit CSB-Werten von 1500 mg/l bis 2000 mg/l auf. Nach biologischem Abbau

organischer Sickerwasserbelastungen, verbunden mit einer Nitrifikation, verringerten sich die G_L - und G_D Werte auf < 4 .

FERRES et al. (1997) untersuchten einen an der Freien Universität Berlin für die Primärkonsumentenebene entwickelten Protozoen-TOXKIT (EHRIG, 1998; FREIE UNIVERSITÄT BERLIN, 2003), der Vorteile hinsichtlich der Aufbewahrung und Handhabung im Vergleich zum etablierten „Daphnientest“ bietet. Der Protozoen-TOXKIT zeigte eine mit dem „Leuchtbakterientest“ vergleichbare Sensitivität gegenüber Sickerwässern aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, obwohl die verwendeten Protozoen und Leuchtbakterien unterschiedliche Toxizitätsgrenzwerte gegenüber Einzelstoffen aufwiesen. Damit bestätigte sich das Prinzip komplexe Stoffgemische mit Testorganismen unterschiedlicher Trophieebenen zu beurteilen. Die biologische Behandlung der Restabfälle senkte das toxische Potenzial der Sickerwässer, nachgewiesen durch geringere G_x -Werte, die mit den organischen Summenparametern BSB₅, CSB und TOC korrelierten.

LOLL (2000 und 2002) wies auf erhöhte Toxizitätskennwerte, insbesondere für den „Fischtest“ bis G_F 20, für Abwässer aus aerob bzw. anaerob-biologischen Abfallbehandlungsanlagen und Deponien in Folge hoher Salzgehalte von 1,5 mS/cm bis 25 mS/cm hin.

2.7 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitgehender aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

2.7.1 Refraktäre Inhaltsstoffe von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung

Biologisch sehr stabile oder refraktäre organische Stoffe haben aufgrund der relativ geringen Umwandlungs- oder Abbaugeschwindigkeit eine große Verweildauer im gegebenen System (FISCHER, 1992). Während der aerob-biologischen Restabfallbehandlung erhöht sich in den Restabfällen und in den im Kreislauf geführten Sickerwässern der relative Anteil refraktärer Substanzen durch Mineralisierung leicht biologisch abbaubarer organischer Stoffe (Kapitel: 2.3) und durch die Bildung biologisch stabiler organischer Verbindungen (SPILLMANN, 1985 und 1988). Zu den angereicherten schwer oder nur sehr langsam biologisch abbaubaren Stoffen gehören Kunststoffe, Gummi, Lignin und langkettige Lipide, deren Abbau Mikroorganismen nur wenig oder keine Energie liefert (KÖGEL-KNABNER & PICHLER, 1999; FRICKE & GOEDECKE 2003). Grundlage für die Bildung biologisch stabiler Substanzen während der aerob-biologischen Restabfallbehandlung ist ähnlich wie für die Huminstoffbildung in Böden der metabolische Abbau organischer Verbindungen wie Kohlenhydrate, Proteine und Lignin durch Mikroorganismen. Dabei entstehen mikrobiell synthetisierte phenolische

Verbindungen und aromatische Strukturen aus dem Ligninabbau, die die Bausteine für huminstoffähnliche Substanzen darstellen (FILIP, 1979; FRITSCH, 2002). Insbesondere während der Reifephase der Restabfallrotte entstehen aus Abbauprodukten des Lignins (Chinone und aromatische Radikale) mit bakteriellen Proteinen Fulvo- und Huminsäuren durch Polykondensation (LOTT FISCHER et al., 2001), d.h. die Zusammenlagerung vieler Einzelmoleküle (Monomere) unter intermolekularer Wasserabspaltung zu linearen oder räumlich vernetzten Makromolekülen (LINDNER, 1989).

Huminstoffähnliche Substanzen, so genannte „Müllhuminsäuren“, die vorrangig aus kohlenstoff- und stickstoffhaltigen aliphatischen Verbindungen bestehen, stellten NEUMEIER & KÜSTER (1986) in aeroben und anaeroben Restabfallablagerungen fest.

In Deponiesickerwässern wiesen SCHNAUFER (1994) und GÖBBELS (2000) Fulvin- und Huminsäuren nach, die einen Teil der refraktären Fraktion des CSB darstellten. Wichtige Bestandteile solcher Huminsäuren sind Benzol, Naphthalin, Anthracen, Furan, Pyrrol, Indol, Pyridin, Thiophen, Chinolin (KETTERN, 1990).

2.7.2 Biologische Abbaubarkeit refraktärer Inhaltsstoffe von Sickerwässern der biologischen Restabfallbehandlung

Die biologische Abbaubarkeit organischer Sickerwasserinhaltsstoffe wird durch das Verhältnis der Summenparameter BSB₅/CSB charakterisiert (KORTE, 1987; EHRIG, 1988):

- BSB₅/CSB > 0,5: weitestgehend biologisch abbaubare organische Sickerwasserinhaltsstoffe,
- BSB₅/CSB < 0,5: nicht oder nur schwer biologisch abbaubare organische Sickerwasserinhaltsstoffe,
- BSB₅/CSB 0,2-0,4: vermutlich nur nach Adaptation der Mikroorganismen biologisch abbaubare organische Sickerwasserinhaltsstoffe,
- BSB₅/CSB < 0,2: nicht abbaubare oder toxische organische Sickerwasserinhaltsstoffe in höheren Konzentrationen.

Die biologische Selbstreinigung von Abwässern wird durch den Parameter BSB innerhalb der vorgeschriebenen 5 Tage (DIN EN 1899-2) nur ungenügend berücksichtigt. Mit Deponiesickerwässern wurde deshalb die Verlängerung der BSB-Testzeit untersucht (HAMACHER & OBST, 1986). Herausragendes Ergebnis war die Steigerung des BSB₅ von 15 mg/l um ca. 94 % auf 260 mg/l nach 34 Tagen für ein Deponiesickerwasser mit einem extrem ungünstigen BSB₅/CSB-Quotient von 0,02. Die zusätzlich während dieser Untersuchung bestimmte Ester-

asen-Aktivität, deutete auf den langsamen und stufenweisen Abbau polymerer Inhaltsstoffe hin. Da das verwendete Sickerwasser für diese Untersuchung nicht mit Mikroorganismen z.B. einer Kläranlage inkubiert war, konnte nachgewiesen werden, dass in der Restabfallablagerung und damit auch im Sickerwasser lebensfähige Mikroorganismen enthalten sind, die aber im Sickerwasser nur eine geringere Aktivität haben.

In 20 Monate weitgehend biologisch stabilisierten Restabfällen wiesen FILIP (1979) das Vorhandensein von Mikroorganismen mit hohem Potenzial zur Verwertung leicht biologisch abbaubarer organischer Substanzen nach. Diese Mikroorganismen waren unter Laborbedingungen befähigt nach Verwertung sämtlicher leicht biologisch abbaubarer organischer Substanzen etwa 60 % von in einer Restabfallablagerung gebildeten „Müllhuminsäuren“ zu verwerten.

Die biologische Abbaubarkeit huminstoffähnlicher Substanzen aus einem 12 Monate deponierten Hausmüll bzw. Hausmüll-Klärschlammgemisch wies FILIP et al. (2000) und FILIP & BERTHELIN (2001) mit Bodenmikroorganismen nach. Zusätzlich zu einer Nährstofflösung nutzten diese Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen huminsäureähnliche Substanzen teilweise vollständig als Nährstoffquelle. Damit wurde bewiesen, dass komplexe huminsäureähnliche Substanzen aus Restabfallablagerungen, ähnlich wie refraktäre Huminstoffe im Boden durch Mikroorganismengemeinschaften z.B. aus gramnegativen Stäbchen und Actinomyceten (ATLAS & BARTHA, 1987), verwertet werden können.

Dabei ist davon auszugehen, dass mit angepassten, älteren Mikroorganismengemeinschaften, die z.B. auch gegenüber toxisch wirkenden Schwermetallionen weniger anfällig sind (POON & BHAYANI, 1971), unter optimierten Bedingungen höhere Abbaugrade schwer biologisch verwertbarer organischer Sickerwasserinhaltsstoffe als mit nicht adaptierten Mikroorganismen erreicht werden (SCHNAUFER, 1994). So weisen Mikroorganismen aus huminstoffreichen Gewässern ein im Vergleich zu Bakterien aus klaren Seen erhöhtes Potenzial zum Abbau von Polyphenolen, die Huminstoffbausteine darstellen, auf (McKNIGHT, 1990).

Neben der mikrobiellen Nutzung von komplexen huminstoffähnlichen Substanzen können angereicherte natürliche und naturfremde schwer biologisch abbaubare organische Stoffe (Kapitel: 2.7.1) aus Restabfallablagerungen durch Cometabolismus umgebaut werden. Mikroorganismen transformieren dabei diese Stoffe, d.h. sie werden chemisch verändert, aber nicht mineralisiert. Da Mikroorganismen durch cometabolische Prozesse weder Kohlenstoff noch Energie gewinnen, wird zum Wachstum ein zweites leicht verwertbares Cosubstrat benötigt. Der Abbau des Cosubstrates erzeugt z.B. Enzyme oder Radikale, die unspezifisch und „zufällig“ den schwer biologisch abbaubaren Stoff angreifen. Deshalb benötigen Cometabolismen

keine Anpassungsphase der Mikroorganismen, sondern hängen von der mikrobiellen Aktivität ab, die in Sickerwässern mit schwer biologisch abbaubaren Inhaltsstoffen in Folge der Zugabe von Nährstoffen oder der Vermischung mit leichter verwertbaren Siedlungsabwässern gesteigert werden kann. Somit können z.B. Chloraromate durch Bakterienpopulationen umgesetzt werden, die gleichzeitig entsprechende nichthalogenierte aromatische Verbindungen verwerten. Cometabolisierte Stoffe sind jedoch wiederum komplexe Gemische von „dead end“-Metaboliten, die nur in seltenen Fällen als Substrat für andere Mikroorganismen verwendet, aber häufig in Huminstoffe eingebunden werden können (KORTE, 1987; SCHLEGEL, 1992; OTTOW & BIDLINGMAIER, 1997; CYPIONKA, 1999; FRITSCH, 2002).

3 Zielstellungen der Arbeit

3.1 Aerob-biologische Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

Die aerob-biologische Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf sollte mit einem nicht eingehausten und nach dem Kaminzugverfahren passiv belüfteten Lysimeter untersucht werden. Das Lysimeter sollte aus frischen, nur grob zerkleinerten Restabfällen aufgebaut werden, um das Rotteverhalten des gesamten Restabfallstroms zu untersuchen, ohne die in der modernen mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (Kapitel: 2.2) übliche vorherige Wertstoffabscheidung von z.B. Metallen oder Kunststoffen. Das Lysimeter musste eine undurchlässige Basisdichtung haben, um Sickerwassermengen erfassen und Proben zur Bestimmung der Sickerwassereigenschaften gewinnen zu können. Gebildete Sickerwässer sollten nach einer Zwischenspeicherung auf die Oberfläche des Lysimeters zurückgeführt werden, um den Einfluss des Sickerwasserkreislaufs auf die Rotte der Restabfälle zu überprüfen. Dazu waren die Rottetemperaturen und die Abluftzusammensetzung (Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan) in verschiedenen Tiefen des Lysimeters zu messen. Die Sickerwassereigenschaften und deren Veränderungen in Folge des Sickerwasserkreislaufs mussten z.B. durch die pH-Werte, die Leitfähigkeiten, die Konzentrationen an Stickstoffverbindungen, Schwermetallionen und Summenparametern organischer Inhaltsstoffe wie dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) oder chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) bestimmt werden. Des Weiteren war zu überprüfen welche organischen Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf vorliegen. Durch zusätzliche massenspektrometrische Untersuchungen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe sollte analysiert werden, welche chemischen Verbindungen den nach weitgehendem Sickerwasserkreislauf zu erwartenden, schwer biologisch abbaubaren „Rest-CSB“ verursachen (FRANKE, 2004). Dazu waren zusätzlich zur Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter Sickerwasserproben aus bereits zwei Jahre aerob-biologisch stabilisierten Restabfällen zu gewinnen. Diese Restabfälle stammten aus Rückstellproben vorheriger Rotteversuche und gelten als Referenzmaterial für die weitgehende aerob-biologische Stabilisierung (SPILLMANN, 1989 und 1993). Durch die Fortsetzung der Rotte der stabilisierten Restabfälle unter optimierten Laborbedingungen in den deshalb zu errichtenden RSR mit automatischer Temperaturregelung (Auswertung weiterer RSR-Versuche in FRANKE, 2004) in sollte mit dem Sickerwasserkreislauf eine weitere Reduzierung der schwer biologisch abbaubaren organischen Sickerwasserinhaltsstoffe erreicht werden. Dazu waren in den stabilisierten Restabfällen ständig optimale Wasser- und Sauerstoffgehalte einzustellen, die gebildeten Sickerwasser- und Abluftkondensatmengen zu

bestimmen und Proben zur Analyse der Sickerwasser- und Abluftkondensateigenschaften zu gewinnen. Zusätzlich zu den organischen Sickerwassereigenschaften und deren Veränderungen in Folge des Sickerwasserkreislaufs sollten wie für die Sickerwässer der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter z.B. pH-Werte, die Leitfähigkeiten, die Konzentrationen an Stickstoffverbindungen und Schwermetallionen gemessen werden.

Sickerwässer und Abluftkondensate waren nach Zwischenspeicherung in die stabilisierten Restabfälle zurückzuführen und dabei der Einfluss des Sickerwasserkreislaufs auf die Nachrotte durch Messung der Rottetemperaturen in verschiedenen Tiefen der RSR und durch die Bestimmung der Abluftzusammensetzung (Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan) zu beurteilen.

3.2 Toxizität von Sickerwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

Die Toxizität von Sickerwässern der Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf sollte an drei Sickerwasserproben aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und einer Sickerwasserprobe aus der Nachrotte stabilisierter Restabfälle in den RSR bestimmt werden. Entsprechend dem Prinzip unbekannt komplexer Vielstoffgemische mit Biotests unterschiedlicher Trophieebenen zu untersuchen, wurden Vertreter der Destruenten, Primärkonsumenten und der Sekundärkonsument ausgewählt (Tab. 4). Zusätzlich zum DIN-genormten „Leuchtbakterien-test“, „Daphnientest“ und „Fischtest“ sollte die toxische Wirkung der Sickerwässer der Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf gegenüber den Testorganismen des Protozoen-TOXKIT (FREIE UNIVERSITÄT BERLIN, 2003) überprüft werden.

Tab. 4: Biotests zur Untersuchung der toxischen Wirkung von Sickerwässern der untersuchten Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.

| Trophiestufe | Testorganismus | Auswertung | Norm, Anleitung |
|---------------------|----------------------------|---|--|
| Destruenten | Photobacterium phosphoreum | Hemmung der Biolumineszenz in 30 min; G_L | DIN 38412 L34 („Leuchtbakterien-test“) |
| Primärkonsumenten | Daphnia magna | Akute Immobilisation in 24 h; G_D | DIN 38412 L30 („Daphnientest“) |
| | Tetrahymena pyriformis | Vermehrungshemmung in 48 h; EC_{20} | FREIE UNIVERSITÄT BERLIN (2003) („Protozoen-TOXKIT“) |
| Sekundärkonsumenten | Leuciscus idus (Goldorfe) | Akute Toxizität in 48 h (Mortalität); G_F | DIN 38412 L31 („Fischtest“) |

3.3 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender aerob-biologischen Restabfallbehandlung mit Sickerwasserkreislauf

Die Stabilität schwer biologisch abbaubarer organischer Sickerwasserinhaltsstoffe sollte mit Sickerwasser aus stabilisierten Restabfällen untersucht werden, die in RSR mit Sickerwasserkreislauf bis zu zwölf Monate nachgerottet wurden (Kapitel: 3.1). Zum Zeitpunkt, an dem keine weitere Reduzierung der CSB-Konzentrationen in Folge der Sickerwasserrückführung in die Rottematerialien feststellbar war, sollte das Sickerwasser eines RSR für mikrobielle Abbauversuche der vermutlich refraktären Sickerwasserinhaltsstoffe mit sickerwassereigenen Mikroorganismen verwendet werden. Der Nachweis lebensfähiger Mikroorganismen in diesem Sickerwasser war Voraussetzung für die mikrobiellen Abbauversuche unter optimierten Bedingungen im Labor. Dabei sollten mit der Kombination verschiedener Inkubationstemperaturen und Belüftungsvarianten maximale Abbaugrade refraktärer Sickerwasserinhaltsstoffe, bestimmt als CSB-Konzentration, erreicht werden. Durch die Bestimmung der Keimzahlen aus sämtlichen Versuchsvarianten waren die Temperatur- und Sauerstoffabhängigkeit der vorhandenen Mikroorganismen und mit speziellen Nährmedien Spezialisten wie z.B. Actinomycceten für den Abbau schwer biologisch verwertbarer organischer Substanzen festzustellen. Das Sickerwasser wurde unter gleichen Temperaturbedingungen wie in den mikrobiellen Abbauversuchen nach vorheriger Sterilisierung untersucht, um nicht mikrobiell, z.B. durch Ausstrippen, verursachte Verringerungen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe zu bestimmen. Parallel zu diesen Untersuchungen wurden organische Inhaltsstoffe dieses Sickerwassers mit massenspektrometrischen Methoden untersucht (FRANKE, 2004).

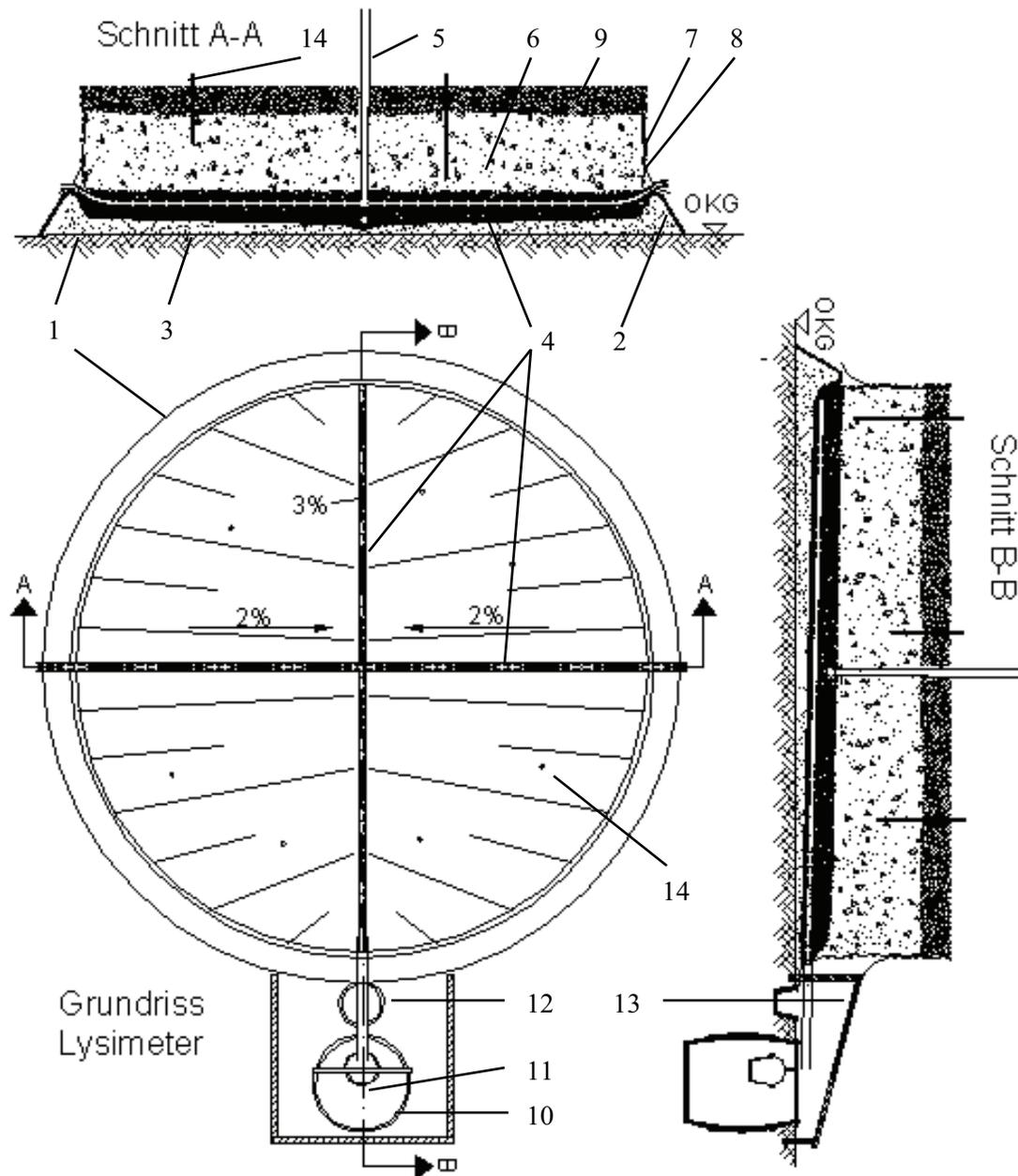
4 Material und Methoden

4.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

4.1.1 Aufbau des Lysimeters

Das in Abb. 2 dargestellte Lysimeter wurde etwa 5 km südlich der Hansestadt Rostock auf einem Versuchsgelände der Universität Rostock errichtet. Das Lysimeterplanum [1] bestand aus einer tassenförmig verdichteten Schotterschicht und war zur Ableitung entstehender Sickerwässer mit einem Längs- und Quergefälle von 3 % bzw. 2 % profiliert. Zwischen dem Lysimeterplanum und der Basisdichtung [2] befand sich in einer Sandschicht eine Nagerschutzmatte. Die Basisdichtung bestand aus einer 0,2 mm HD-PE-Kontrollfolie, die durch eine Sandschicht von der darauf liegenden 2 mm HD-PE-Dichtungsbahn getrennt war. Auf der Basisdichtung war eine Belüftungs- und Drainagekiesschicht (Körnung: 16-32 mm) [3] aufgeschüttet, in welche ein Belüftungs- und ein Drainagerohr (jeweils DN 100) [4] eingebaut wurden. Entsprechend dem Kaminzugverfahren wurde an das Belüftungsdrainagerohr im Inneren des Rottekörpers ein vertikales Kaminzugrohr [5] zur Entlüftung angeschlossen. Über der Kiesschicht bildeten die Restabfälle [6] auf einer Grundfläche von etwa 44 m² (Lysimeterdurchmesser: 7,5 m) den 1,8 m hohen Rottekörper, den eine bändchenbewehrte Kunststoffolie (Typ: Deltaplan 2000, DÖRKEN, Herdeke, Deutschland) [7] seitlich stabilisierte. Diese Kunststoffolie konnte vertikalen Setzungen des Rottekörpers folgen und verhinderte das Eindringen von Luft über die Seitenwände. Über dieser Kunststoffolie war zusätzlich eine PE-Folie [8] befestigt, die seitlich am Lysimeter ablaufendes Regenwasser an die Umgebung ableitete und somit die Verdünnung des Sickerwassers verhinderte. Die Restabfälle wurden an der Oberseite des Rottekörpers mit einer 10 cm mächtigen Kompostmulchschicht [9] abgedeckt. Diese Abdeckschicht verteilte die in das Lysimeter eindringenden Niederschlagswässer sowie die aus dem Rottekörper ausströmende Abluft gleichmäßig und verminderte Geruchsemissionen. Ein in den Boden eingebauter 500 l HD-PE-Behälter [10], der mit der oberen Dichtungsbahn der Basisdichtung verbunden war, sammelte entstandene Sickerwässer außerhalb des Lysimeters. Er enthielt zur Entnahme frischer Sickerwasserproben einen 10 l PE-Behälter [11]. Die untere Kontrollfolie der Basisdichtung hätte bei einer Beschädigung der darauf liegenden Dichtungsbahn Sickerwässer in einen 20 l PE-Kontrollbehälter [12] abgeleitet und somit Leckagen angezeigt. Die Einhausung [13] schützte die Sickerwasserbehälter gegenüber Witterungseinflüssen. Mit zwölf an den Spitzen perforierten Messsonden [14] wur-

den die Rottetemperaturen und die Abluftzusammensetzung in 0,5 m, 0,8 m sowie 1,3 m Tiefe ausgehend von der Lysimeteroberkante gemessen.



- | | |
|--|----------------------------------|
| 1 Lysimeterplanum | 8 Regenschutzfolie |
| 2 Basisdichtung (Kontrollfolie, Dichtungsbahn) | 9 Abdeckschicht aus Kompostmulch |
| 3 Belüftungs- und Drainagekiesschicht | 10 Sickerwasserbehälter |
| 4 Belüftungsdrainagerohre | 11 Frischprobenbehälter |
| 5 Vertikales Kaminzugrohr | 12 Kontrollbehälter |
| 6 Rottekörper aus Restabfällen | 13 Witterungsschutz |
| 7 Bewehrungskunststofffolie | 14 Gas- und Temperaturmesssonden |

Abb. 2: Grundriss und Aufrisse (Schnitt A-A, Schnitt B-B) des Lysimeters nach FRANKE (2004).

4.1.2 Herkunft und Vorbehandlung frischer Restabfälle für den Lysimeterversuch

Die frischen Restabfälle stammten aus der Restabfallsammlung des Landkreises Nord-Vorpommern, Bundesland Mecklenburg-Vorpommern, und wurden auf der Deponie Camitz mit einem Shredder (Modell: S 2000, EUREC[®] TECHNOLOGY, Merkers, Deutschland) auf eine maximale Kantenlänge von 40 cm zerkleinert. Ein Greifbagger baute das Lysimeter aus etwa 36000 kg (FS) locker geschütteter frischer Restabfälle auf.

4.1.3 Durchführung der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

Während der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter wurden die Rotte- und Umgebungstemperaturen (Messgerät: FLUKE 52 II, FLUKE CORPORATION, Everett WA, USA; Temperaturfühler: Thermoelement Typ J) und die Abluftzusammensetzung (Sauerstoff-, Kohlenstoffdioxid-, Methankonzentrationen) mit einem mobilen Messgerät (Modell: GA 94, GEOTECHNICAL INSTRUMENTS, Leamington, UK) täglich für ein Jahr gemessen.

Der Sickerwasserkreislauf erfolgte mit zwischengespeichertem Sickerwasser über die Lysimeteroberfläche an niederschlagsfreien Tagen mit Bewässerungsgaben von 2 l/m² bis 3 l/m² (TURK, 1997).

Zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes wurden die auf die Lysimetergrundfläche bezogene Niederschlagsmenge¹ und gebildetes bzw. nach Zwischenspeicherung im Kreislauf geführtes Sickerwasser täglich erfasst.

Zur Bestimmung der Wassergehalte in den Restabfällen wurden mit einer Rotationsbohrsonde (Modell: AK 2000, HUMAX, Luzern, Schweiz) nach zwei, vier und zwölf Rottemonaten jeweils drei Bohrkernproben (\varnothing 80 mm) ausgehend von der Lysimeteroberfläche entnommen. Zusätzlich dazu wurden nach zwölf Rottemonaten Restabfallproben aus einem großvolumigen Schürf im Lysimeterkern verwendet.

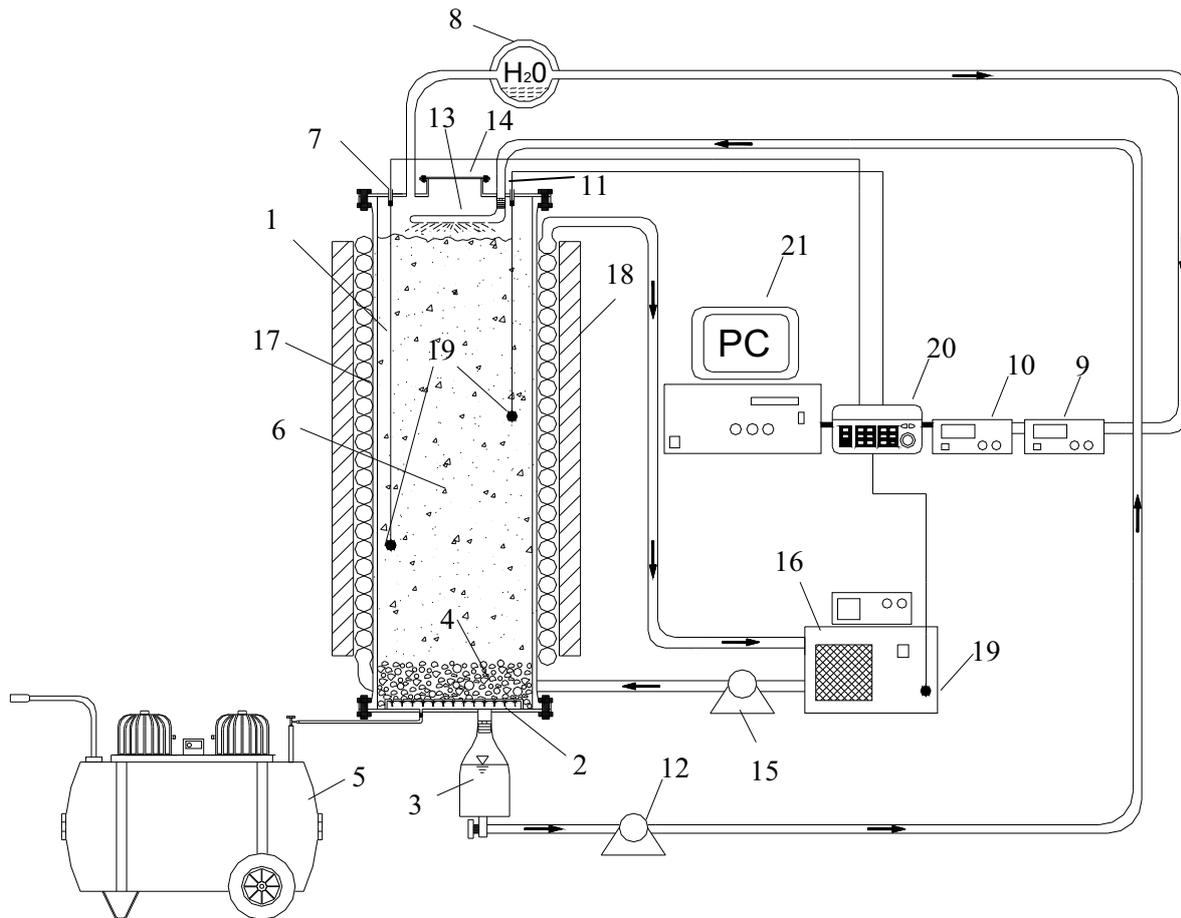
4.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in Rotte-simulationsreaktoren (RSR)

4.2.1 Aufbau eines RSR

Der Reaktionsbehälter [1] eines RSR (Abb. 3) bestand aus einer 150 cm hohen, zylindrischen Glassäule mit 30 cm Innendurchmesser. Eine Edelstahlbodenplatte [2] schloss den Reaktions-

¹ Niederschlagsmesser ca. 400 m nördlich des Lysimeters (Instituts für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft, Universität Rostock).

behälter unten ab und leitete Sickerwässer über Entwässerungsstutzen in einen 3 l PE-Sammelbehälter [3]. Die Schlitze des auf die Edelstahlbodenplatte aufgeschweißten Belüftungskreuzes waren um 3 cm erhöht angeordnet, um das Eindringen von Sickerwasser in die Belüftungseinheit zu verhindern. Das Belüftungskreuz war in eine 10 cm mächtige Drainagekiesschicht (Körnung: 16 mm bis 32 mm) [4] eingebettet. Durch diese Drainagekiesschicht strömte von einem ölfreien Kompressor [5] (JUNAIR, Nørresundby, Dänemark) zugeführte Luft von der Basis des Reaktionsbehälters durch den Rottekörper [6] aus stabilisierten Restabfällen. Die Abluft gelangte durch eine Öffnung in der Edelstahldeckelplatte [7], welche den Reaktionsbehälter nach oben verschloss, zum Kondensatabscheider [8] (Gaskühlung bei etwa 4°C) und zur nachfolgenden Bestimmung der Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidkonzentrationen in einem Gasanalysator CARBONOXY 10/25 [9] (PEWATRON, Zürich, Schweiz). Danach wurden die Methankonzentrationen mit einem Gasanalysator EGC 30 [10] (PEWATRON, Zürich, Schweiz) gemessen. Durch einen Bewässerungsstutzen [11] in der Edelstahldeckelplatte konnten mit einer Peristaltikpumpe [12] (Modell: IP 8, ISMATEC, Glattbrugg, Schweiz) Sickerwässer oder Abluftkondensate aus dem PE-Sammelbehälter durch ein perforiertes Edelstahlrohr [13] auf den Rottekörper verrieselt werden. Sichtkontrollen in den Reaktionsbehälter waren über eine in die Edelstahldeckelplatte integrierte Inspektionsluke [14] möglich. Zur Temperierung des Reaktionsbehälters transportierte eine Kreiselpumpe [15] von einem Thermostaten [16] erwärmtes Wasser durch einen PVC-Schlauch [17] mit 1 cm Innendurchmesser, der den Reaktionsbehälter außen spiralförmig von der unteren bis zur oberen Öffnung umwand. Zur Verminderung von Wärmeverlusten an die Umgebung war der PVC-Schlauch zusätzlich mit einer 5 cm dicken Wärmedämmung [18] umschlossen. Mit Widerstandstemperaturmessfühlern [19] (Typ: PT 1000/Vierdraht-Technik, EPHY-MESS, Hofheim-Wallau, Deutschland) wurde die Temperatur in 50 cm und 80 cm Tiefe ausgehend von der Edelstahldeckelplatte des RSR und im Thermostat gemessen. Ergebnisse der Abluft- und Temperaturmessung wurden von der Mess- und Steuereinheit [20] (Modell: 34970 A; AGILENT TECHNOLOGIES, Colorado, USA) erfasst und an ein für die Rottesimulation erstelltes Mess- und Steuerprogramm (DEGENER et al., 2004) zum Personalcomputer [21] weitergeleitet.



- | | | |
|-------------------------|---|------------------------------------|
| 1 Reaktionsbehälter | 8 Kondensatabscheider | 15 Kreiselpumpe |
| 2 Edelstahlbodenplatte | 9 CO ₂ -/O ₂ -Gasanalysator | 16 Thermostat |
| 3 PE-Sammelbehälter | 10 CH ₄ -Gasanalysator | 17 PVC-Schlauch |
| 4 Drainagekiesschicht | 11 Bewässerungsstutzen | 18 Wärmedämmung |
| 5 Kompressor | 12 Peristaltikpumpe | 19 Widerstandstemperaturmessfühler |
| 6 Rottekörper | 13 perforiertes Edelstahlrohr | 20 Mess- und Steuereinheit |
| 7 Edelstahldeckelplatte | 14 Inspektionsluke | 21 Personalcomputer |

Abb. 3: Schematische Darstellung eines Rottesimulationsreaktors (RSR) nach FRANKE (2004).

4.2.2 Herkunft und Vorbehandlung der stabilisierten Restabfälle für die RSR-Versuche

Die stabilisierten Restabfälle stammten aus Rückstellproben von mit gekalktem Klärschlamm gemischten, zwei Jahre gerotteten Restabfällen und gelten als Referenzmaterial für eine weitgehende aerob-biologische Stabilisierung, da sie bis auf den Glühverlust sämtliche Ablagerungskriterien des Anhangs C der TASI für Deponieklasse I erfüllen (SPILLMANN, 1993). Für die Nachrotte wurden jeweils etwa 21 kg (FS) stabilisierter Restabfälle mit einer maximalen Kantenlänge von 10 cm in lockerer Schüttung in zwei RSR eingefüllt.

4.2.3 Durchführung der Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

Nach Bestimmung der Ausgangswassergehalte waren die stabilisierten Restabfälle in den RSR zu Versuchsbeginn täglich mit einer geeigneten Menge an destilliertem Wasser zu befeuchten, um für die Nachrotte ausreichend große Wassergehalte herzustellen. Danach sollten täglich bis 200 ml gebildeter Abluftkondensate bzw. Sickerwässer (entspricht bei 0,07 m² Grundfläche des Reaktionsbehälters etwa 2,8 l/(d × m²) zur Kreislaufführung in die stabilisierten Restabfälle gepumpt werden.

Die Temperatursteuerung der RSR erfolgte mit den im Rottekörper und Thermostaten gemessenen Temperaturen. Sank die Wassertemperatur im Thermostat (Sollwert) unter die Temperatur im Rottekörper des RSR (Istwert), löste das Mess- und Steuerprogramm über eine Relaischaltung Heizvorgänge im Thermostat aus. Der sechs Mal pro Minute durchgeführte Abgleich der Soll- und Istwerte sollte die exakte Nachführung der Rottetemperatur an der Wandung des Reaktionsbehälters ermöglichen und damit eine Störung der Nachrotte in Folge von Wärmeverlusten vermeiden. Dabei war eine aufgezwungene Erhöhung der Temperaturen im Rottekörper durch einen im Vergleich zum Istwert um 2°C kleineren Sollwert zu verhindern (NIESE, 1959).

Die Belüftung der RSR erfolgte mit 100 ml/min. Die Abluftzusammensetzung (Sauerstoff-, Kohlenstoffdioxid-, Methankonzentrationen) aus den RSR wurde vier Mal pro Stunde gemessen. Zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes der RSR-Versuche wurden das zur Bewässerung verwendete destillierte Wasser und die nach Zwischenspeicherung zurückgeführten Abluftkondensate bzw. Sickerwässer erfasst. Nach Versuchsende wurden die Wassergehalte aus Mischproben der stabilisierten Restabfälle für beide RSR bestimmt.

4.3 Restabfallanalysen

4.3.1 Sieb- und Sortieranalyse

Vor der Sortierung wurden ca. 120 kg (FS) frischer Restabfälle des Lysimeterversuchs und etwa 50 kg (FS) stabilisierter Restabfälle der RSR-Versuche bei einem Siebschnitt von 8 mm fraktioniert. Danach erfolgte die Zuordnung sämtlicher Restabfallstücke > 8 mm zu Stoffklassen wie Glas/Steine, Holz, Kunststoffe, Metalle, Papier/Pappe, Textilien oder organische Materialien. Der nicht sortierbare Anteil der Restabfallproben < 8 mm wurde als organisch-mineralische Feinfraktion ausgewiesen.

4.3.2 Trockensubstanz- und Wassergehalt

Der Trockensubstanzgehalt von Restabfallproben errechnete sich aus 100 % abzüglich des Wassergehalts. Dazu wurden Restabfallproben von ca. 1500 g (FS) bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und der Wassergehalt aus der Differenz zwischen Feucht- und Trockensubstanz berechnet. Die Trocknung bei 60°C bewirkt zwar im Vergleich zur Trocknung bei 105°C nach DIN 18121 (Teil 1) um 1 Masse-% bis 3 Masse-% kleinere Wassergehalte, jedoch geringere temperaturbedingte Veränderungen organischer Substanzen (SPILLMANN & COLLINS, 1986).

4.3.3 Biologische Abbaubarkeit (Atmungsaktivität in vier Tagen)

Zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit des Trockenrückstandes der Restabfallproben wurde der Sauerstoffverbrauch als Atmungsaktivität in vier Tagen (AbfAbIV: Anhang 4, 2.5) mit Sapromaten im Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie der Fachhochschule Münster gemessen.

4.4 Sickerwasseranalysen

4.4.1 Herkunft, Probenahme, Lagerung und Vorbereitung von Sickerwasserproben

Sickerwasserproben aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter wurden aus dem 10 l Frischprobenbehälter (Abb. 2) bzw. für die Nachrotte stabilisierter Restabfälle in RSR aus den 3 l Sammelbehältern (Abb. 3) entnommen.

Sickerwasserproben wurden vor der Entnahme aus den Sammelbehältern durch Rühren gemischt und danach in PE-Flaschen aufbewahrt. War eine Untersuchung der Sickerwasserproben am selben Arbeitstag nicht möglich, wurden sie bei -18°C eingefroren und vor der Verarbeitung innerhalb von 24 h schonend aufgetaut.

Zur Untersuchung abwasserspezifischer Parameter wurde den Rotteversuchen im Lysimeter und in den RSR jeweils eine Sickerwasserprobe pro Rottemonat entnommen. Sickerwasserprobe (20 ml) zur Bestimmung der Schwermetallionengehalte waren zusätzlich mit einem Tropfen 0,2 %-iger Salpetersäure zu vermischen, um sämtliche Schwermetallionen in Lösung zu halten.

Zur Bestimmung der toxischen Eigenschaften wurden Sickerwasserproben der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach vier, acht und zwölf Rottemonaten verwendet. Zusätzlich dazu sollte aus Nachrotteversuch 1 stabilisierter Restabfälle in RSR eine Sickerwasserprobe zu dem Zeitpunkt entnommen werden, ab dem in Folge des Sickerwasserkreislaufs keine weitere Verringerung organischer Sickerwasserbelastungen (BSB₅ und CSB-Konzentrationen) feststellbar

war. Gleichzeitig war zu diesem Zeitpunkt eine Sickerwasserprobe für Abbauprobversuche zur Untersuchung der Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf zu entnehmen.

4.4.2 Abwasserspezifische Sickerwasseranalysen

Sickerwasserproben aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und der Nachrotte stabili-sierter Restabfälle in RSR wurden auf die in Tab. 5 dargestellten abwasserspezifischen Para-meter untersucht. Analysen mit Küvettentests (DR. LANGE, Düsseldorf, Deutschland) erfolg-ten in Mehrfachansätzen und die Plausibilität der Ergebnisse war durch unterschiedliche Ver-dünnungsstufen zu überprüfen. Mögliche Störungen der Messungen durch Querempfindlich-keiten gegenüber anderen Sickerwasserinhaltsstoffen, z.B. hohe Chloridgehalte, wurden durch geeignete Verdünnung der Sickerwasserproben vermieden.

Tab. 5: Abwasserspezifische Sickerwasseranalysen.

| Parameter | Normen, Messgeräte, Tests |
|---|---|
| pH | Microprocessor pH Meter pH 96; pH Elektrode SenTix 81 (WTA, Weilheim, Deutschland) |
| Leitfähigkeit | Multimessgerät ECM multi pH-O ₂ -µS; Elektrode LZX 187 (DR. LANGE, Düsseldorf, Deutschland) |
| CSB | MDA Photometer ISIS 9000 + Thermostat LT 100; LCK 514 (DR. LANGE, Düsseldorf, Deutschland) |
| BSB ₅ | nach DIN EN 1899-2 (Institut für Energie- und Umwelttechnik, Universität Rostock) |
| NH ₄ ⁺ -N, NO ₃ ⁻ -N, NO ₂ ⁻ -N | MDA Photometer ISIS 9000 + Thermostat LT 100; LCK 303, LCK 340, LCK 342 (DR. LANGE, Düsseldorf, Deutschland) |
| Cl ⁻ | MDA Photometer ISIS 9000; LCK 311 (DR. LANGE, Düsseldorf, Deutsch-land) |
| Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn | ICP-OES (Modell: 238 Ultra, JOBIN YVON, München, Deutschland); Fertig-einzelstandards für Metallionen (MERCK, Darmstadt, Deutschland), Untersu-chung am Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universität Ros-tock |

4.4.3 Toxizität von Sickerwässern

Sickerwasserproben aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und der Nachrotte stabili-sierter Restabfälle in RSR wurden hinsichtlich ihrer toxischen Wirkung mit dem genormten „Leuchtbakterientest“ (DIN 38412 L34), „Daphnientest“ (DIN 38412 L30) sowie „Fischtest“ (DIN 38412 L31) und zusätzlich mit dem Protozoen-TOXKIT (FREIE UNIVERSITÄT BERLIN, 2003) untersucht.

Im „Leuchtbakterientest“ wurde als Testorganismus *Photobacterium phosphoreum* verwendet. Die Hemmwirkung der Sickerwässer in verschiedenen Verdünnungsstufen stellt sich innerhalb einer 30-minütigen Kontaktzeit als verminderte Leuchtintensität der Testorganismen dar, die mit einem Luminometer (Microtox[®] Modell 500, MICROBICS CORPORATION, USA) gemessen wurde (Untersuchung durch BIOPLAN, Groß Stove/Papendorf, Deutschland). Testergebnis war der so genannte G_L -Wert, der die kleinste Verdünnungsstufe des Testansatzes darstellt, bei der die Lichtemission um weniger als 20 % sank.

Im „Daphnientest“ wurde als Testorganismus *Daphnia magna* STRAUS verwendet, der zu den Krebstieren (Crustacea) gehört. Da der Tod der Testorganismen durch Einwirkung von Sickerwasser in verschiedenen Verdünnungsstufen nicht einfach festgestellt werden kann, wird als Zeichen von Schädigungen die Schwimmfähigkeit der Testorganismen nach 24-stündiger Exposition verwendet. Testergebnis war die kleinste Verdünnungsstufe G_D des Testansatzes, bei dem mindestens neun von zehn eingesetzten Daphnien schwimmfähig waren (Untersuchung durch BIOPLAN, Groß Stove/Papendorf, Deutschland).

Im „Fischttest“ wurde als Testorganismus *Leuciscus idus* (Goldvariante: Goldorfe) verwendet. Die Hemmwirkung der Sickerwässer in verschiedenen Verdünnungsstufen wurde durch das Überleben der Testorganismen nach 48-stündiger Exposition bestimmt. Testergebnis war der so genannte G_F -Wert, der die kleinste Verdünnungsstufe des Testansatzes beinhaltet, bei der sämtliche Fische überlebten (Untersuchung durch EURAWASSER NORD, Rostock, Deutschland).

Im Protozoen-TOXKIT wurde als Testorganismus *Tetrahymena pyriformis* verwendet, der zu den Wimpertierchen (Ciliaten) gehört. Sickerwässer in verschiedenen Verdünnungsstufen wurden in Küvetten (2 ml) jeweils mit 40 μ l pH-Wert gepufferter Substratlösung und 40 μ l Protozoensuspension gemischt (Testorganismen, Küvetten und Reagenzien bezogen vom Institut für Biologie, Ökotoxikologie/Biochemie, Freie Universität Berlin). Die freibeweglichen Protozoen reduzierten die durch die Substratlösung hervorgerufene optische Dichte der Testansätze in Abhängigkeit von deren toxischer Wirkung während 48 Stunden bei $28^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$. Die Abnahme der optischen Dichte wurde mit einem Photometer (Modell: SQ 300, MERCK, Darmstadt, Deutschland) bei einer Wellenlänge von 445 nm gemessen (Untersuchung am Institut für Energie- und Umwelttechnik, Universität Rostock). Die Untersuchung war gültig, wenn die optische Dichte in Kontrollansätzen ohne Sickerwasser mindestens um 80 % reduziert wurde. Als Testergebnis war die kleinste Verdünnungsstufe G_P des Testansatzes anzugeben, bei dem die Hemmwirkung (Gl. 1) $< 20\%$ betrug.

$$\text{Gl. 1} \quad \text{Hemmung}_{\text{Test}} = 1 - \left(\frac{\Delta OD_{\text{Test}}}{\Delta OD_{\text{Kontrolle}}} \right) \times 100$$

$\text{Hemmung}_{\text{Test}}$ Hemmwirkung des Testansatzes in Prozent,

ΔOD_{Test} Veränderung der optischen Dichte eines Testansatzes während der Versuchszeit,

$\Delta OD_{\text{Kontrolle}}$ Veränderung der optischen Dichte des Kontrollansatzes während der Versuchszeit.

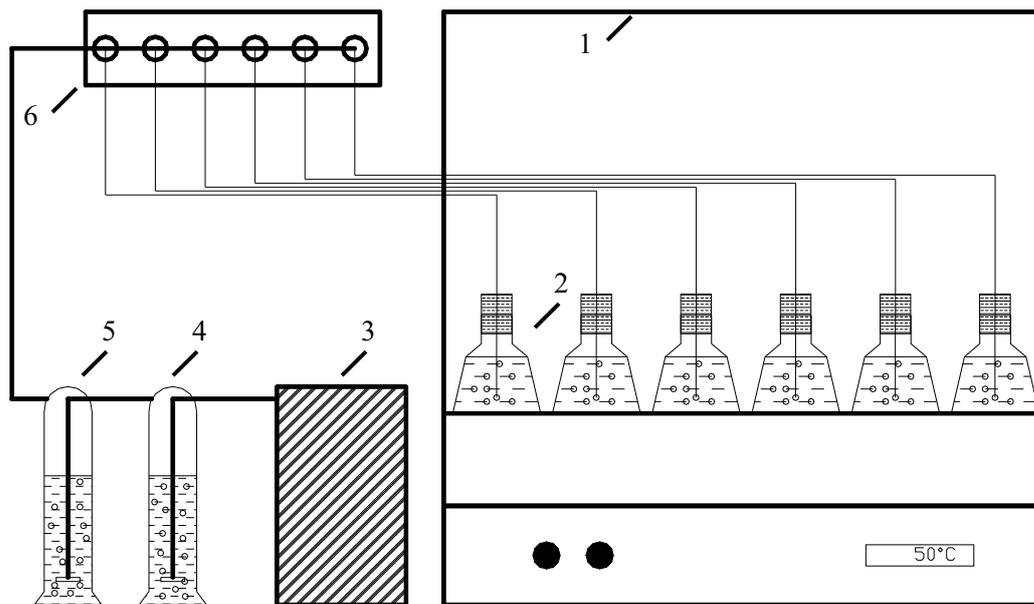
4.5 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

4.5.1 Versuchsvarianten

Die Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf wurde durch die in Abb. 4 dargestellten Abbauversuche untersucht.

In Varianten V0 wurden im Dreifachansatz jeweils 100 ml sterilisiertes Sickerwasser in Erlenmeyerkolben mit Sterilstopfen ohne Belüftung bei 30°C, 50°C und 70°C für 14 Tage aufbewahrt. Die Sterilisation der Sickerwasserproben erfolgte im Autoklaven bei 121°C für 20 min.

Die Varianten V1/V2 stellten einen Doppelansatz dar, bei dem jeweils 100 ml unsterilisiertes Sickerwasser in Erlenmeyerkolben mit Sterilstopfen mit Bläschenbelüftung (B), Rotationsbelüftung (R) und ohne Belüftung (0) bei 30°C, 50°C und 70°C für 14 Tage aufbewahrt wurden.



- | | |
|--------------------|---|
| 1 Inkubator | 4 Gaswaschflasche (AgNO ₃ -Lösung) |
| 2 Erlenmeyerkolben | 5 Gaswaschflasche (destilliertes Wasser) |
| 3 Kompressor | 6 Durchflussregler |

Abb. 5: Geräteanordnung für mikrobielle Abbauersuche mit Bläschenbelüftung.

4.5.3 Messung der Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe während der Abbauersuche

Die Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe gegenüber Temperatureinwirkung bzw. mikrobiellem Abbau sollte aufgrund der CSB-Konzentrationen und deren Veränderung während der Abbauersuche beurteilt werden. Da insbesondere bei der Versuchsdurchführung mit 50°C und 70°C eine Verringerung der Sickerwassermenge zu erwarten war, wurde die Abnahme des Sickerwassers durch Wägung bestimmt. Zum Vergleich der Versuchsvarianten wurden die CSB-Frachten durch Multiplikation der CSB-Konzentrationen und Sickerwassermengen vor und nach den Abbauersuchen berechnet.

4.5.4 Bestimmung koloniebildender Einheiten (KBE) als Nachweis lebensfähiger Mikroorganismen

Zum Nachweis lebensfähiger sickerwassereigener Mikroorganismen und der Veränderung ihrer Anzahl während der Abbauersuche wurden die koloniebildenden Einheiten (KBE) auf Plate-Count-Agar (Fertignährmedium: MERCK, Darmstadt, Deutschland) bei 30°C, 50°C

und 70°C bestimmt. Dazu waren dekadische Verdünnungsreihen (SPRENGER, 1996) des Sickerwassers mit physiologischer Kochsalzlösung herzustellen und verdünnte Sickerwasserproben im Spatelplattenverfahren (SÜSSMUTH et al., 1987) auf das Nährmedium zu überführen. Die gewachsenen Kolonien wurden nach zweitägiger Inkubation mit einem Mikroskop bei achtfacher Vergrößerung ausgezählt. Zur Auswertung waren nur Verdünnungsstufen mit mindestens 30 Kolonien und maximal 300 Kolonien je Petrischale (HAGENDORF, 2002) zu verwenden. Die KBE, bezogen auf einen Milliliter Sickerwasser, errechnete sich aus der Koloniezahl auswertbarer Verdünnungsstufen als gewogenes arithmetisches Mittel nach Gl. 2 (BAUMGART, 2001).

$$\text{Gl. 2} \quad \bar{C} = \frac{\sum c}{n_1 \times 1 + n_2 \times 0,1} \times d_1$$

- \bar{C} gewogenes arithmetisches Mittel der Koloniezahlen,
 $\sum c$ Summe der Kolonien sämtlicher Petrischalen, die zur Berechnung herangezogen werden (niedrigste und nächst höhere auswertbare Verdünnungsstufe),
 n_1 Anzahl der Petrischalen der niedrigsten auswertbaren Verdünnungsstufe,
 n_2 Anzahl der Petrischalen der nächst höheren Verdünnungsstufe,
 d_1 Faktor der niedrigsten ausgewerteten Verdünnungsstufe.

4.5.5 Bestimmung von Actinomyceten aus Sickerwasserproben

Der Nachweis von Actinomyceten im Sickerwasser zu Beginn der Abbauersuche erfolgte mit einem Antibiotica-Agar (Tab. 6) nach ALEF (1991). Dazu waren verdünnte Sickerwasserproben im Spatelplattenverfahren auf das Nährmedium zu überführen. Danach wurden die Petrischalen mit Parafilm „M“ (AMERICAN NATIONAL CAN, Neenah WI, USA) verschlossen, um ein Austrocknen des Nährmediums während der Inkubation zu vermeiden.

Tab. 6: Antibiotica-Agar nach ALEF (1991) zum Nachweis von Actinomyceten.

| Zusammensetzung des Nährmediums | | |
|--|------|----|
| Bacto-Agar (BECTON, DICKINSON AND COMPANY, Franklin Lakes NJ, USA) | 33 | g |
| Cycloheximid | 0,15 | g |
| Streptomycin | 0,15 | g |
| destilliertes, sterilisiertes Wasser | 1500 | ml |
| pH | 7,0 | |

Nach einer vierwöchigen Inkubation bei 35°C bzw. 50°C wurden sämtliche Kolonien mit Myzel erfasst und die auf einen Milliliter Sickerwasser bezogen KBE berechnet (Kapitel: 4.5.4).

4.5.6 Bestimmung phenolabbauender Sickerwassermikroorganismen

Zum Nachweis phenolabbauender Mikroorganismen im Sickerwasser der Abbauprobe wurde Phenol-Agar I mit 0,1 g Phenol bzw. Phenol-Agar II mit 1 g Phenol (Tab. 7) verwendet.

Tab. 7: Phenol-Agar I und Phenol-Agar II zum Nachweis phenolabbauender Sickerwassermikroorganismen.

| Zusammensetzung des Nährmediums | | |
|--|------|----|
| Natriumchlorid | 8,5 | g |
| di-Kaliumhydrogenphosphat | 1,5 | g |
| di-Natriumhydrogenphosphat | 4,4 | g |
| Phenol I (Phenol-Agar mit 0,1 g) | 0,1 | g |
| Phenol II (Phenol-Agar mit 1 g) | 1,0 | g |
| Agar-Agar | 20 | g |
| destilliertes, sterilisiertes Wasser | 1000 | ml |
| pH | 7,2 | |

Die Eignung des Nährmediums wurde in Wachstumstests mit Pseudomonas, die mit Oxygenasen den Ring aromatischer Verbindungen spalten können (SCHLEGEL, 1992), cellulolytischen Mikroorganismen und Escherichia coli überprüft (Tab. 8). Dabei wuchsen phenolabbauende Mikroorganismen nur auf Phenolagar I mit 0,1 g Phenol und bildeten gelb gefärbte Kolonien (Abb. 6).

Zum Nachweis phenolytischer Sickerwassermikroorganismen wurden verdünnte Sickerwasserproben im Spatelplattenverfahren auf Phenol-Agar I und Phenol-Agar II überführt. Nach einer sechstägigen Inkubation bei 35°C wurden sämtliche Kolonien bzw. gelb gefärbte Kolo-

nien separat gezählt und jeweils die auf einen Milliliter Sickerwasser bezogen KBE berechnet (Kapitel: 4.5.4).

Tab. 8: Wachstumstests mit Phenol-Agar I und Phenol-Agar II.

| Mikroorganismen | Phenol-Agar I | | Phenol-Agar II |
|--|---------------|---------|----------------|
| | Wachstum | Färbung | Wachstum |
| <i>Pseudomonas putida</i> SBUG ¹ -Nr.: 1261 | + | gelb | 0 |
| <i>Pseudomonas</i> sp. SBUG-Nr.: 256 | + | gelb | 0 |
| <i>Cellulomonas uda</i> DSMZ ² -Nr.: 20108 | 0 | - | 0 |
| <i>Escherichia coli</i> DSMZ-Nr.: 301 | 0 | - | 0 |

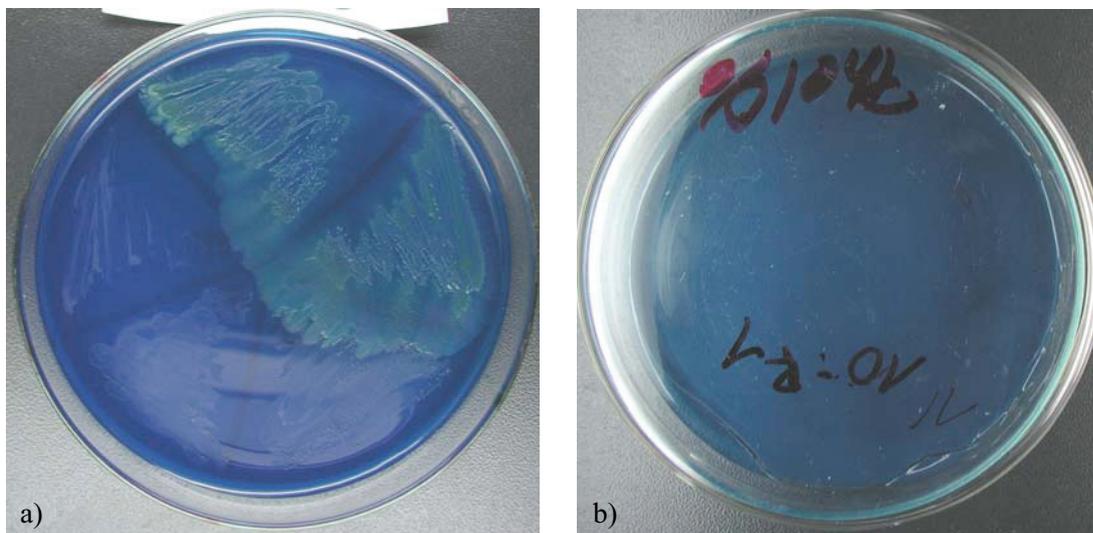


Abb. 6: Wachstumstests mit Testorganismen auf a) Phenol-Agar I mit 0,1 g Phenol bzw. b) Phenol-Agar II mit 1,0 g Phenol.

4.6 Statistische Auswertungen der Ergebnisse

Als Ergebnis von Messungen mit mehreren Wiederholungen wurden arithmetische Mittelwerte angegeben und die Reproduzierbarkeit zugrundeliegender Daten mit Variationskoeffizienten (Vk) beurteilt. Zusammenhänge zwischen zwei Zufallsgrößen wurden durch Regressionen untersucht. Dabei stellten die Korrelationskoeffizienten (r), die sich aus der Wurzel der Bestimmtheitsmaße (R^2) errechnen, den Grad der Abhängigkeit dar (BARTSCH, 1993), wobei $r = 1$ einer 100 %-ige Abhängigkeit entspricht und $r = 0$ keine Abhängigkeit verdeutlicht.

¹ SBUG: Stammsammlung der Biologie der Universität Greifswald (Greifswald, Deutschland)

² DSMZ: Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen (Braunschweig, Deutschland)

5 Ergebnisse

5.1 Eigenschaften der verwendeten Restabfälle

5.1.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

Abb. 7 stellt die Ergebnisse der Sieb- und Sortieranalyse der für den Lysimeterversuch verwendeten frischen Restabfälle dar, die mit einer Schüttdichte von ca. 0,45 Mg (FS) /m³ (Aufbau siehe Kapitel: 4.1) und einem Wassergehalt von ca. 40 Masse-% eingebaut wurden. Diese Restabfälle enthielten vorrangig Glas/Steine (26,3 Masse-%) und nativ organische Materialien (32 Masse-%) zusätzlich zu den Stoffgruppen Kunststoffe (8,2 Masse-%), Holz (2,2 Masse-%), Textilien (4,8 Masse-%), Papier/Pappe (9 Masse-%) sowie Metalle (4 Masse-%). Des Weiteren lag eine nicht sortierbare organisch-mineralische Feinfraktion (< 8 mm) mit einem Masseanteil von 13,4 Masse-% vor.

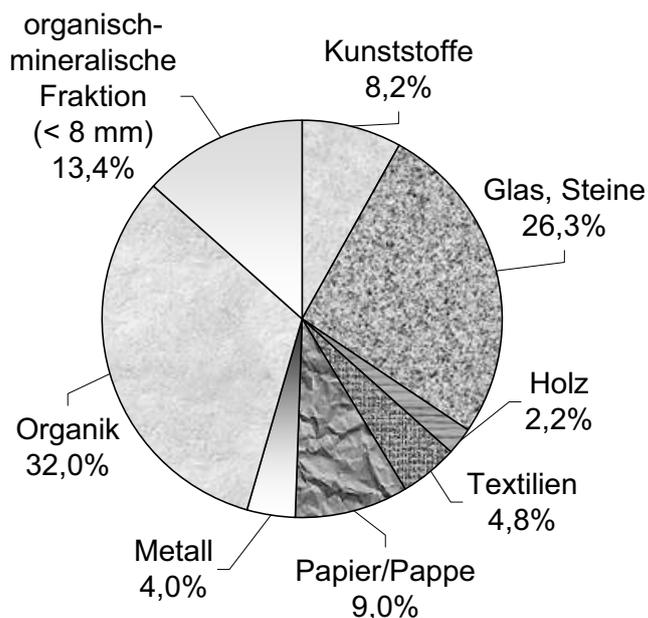


Abb. 7: Stoffliche Zusammensetzung der frischen Restabfälle zur Rotte mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.1.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

Abb. 8 zeigt die Ergebnisse der Sieb- und Sortieranalyse der für die Nachrotteversuche in den RSR verwendeten stabilisierten Restabfälle, die mit einer Schüttdichte von 0,51 Mg (FS) /m³ (Aufbau siehe Kapitel: 4.2) und einem Ausgangswassergehalt von 11,5 Masse-% in die Reak-

toren eingebaut wurden. Die stoffliche Zusammensetzung dieser Restabfälle dominierte die Stoffgruppe Glas/Steine (43,4 Masse-%) und die organisch-mineralische Feinfraktion (< 8 mm) mit 45,8 Masse-%. Zusätzlich dazu enthielten die stabilisierten Restabfälle Kunststoffe (7,6 Masse-%), Holz (1,2 Masse-%), Textilien (0,9 Masse-%) sowie Metalle (1,1 Masse-%).

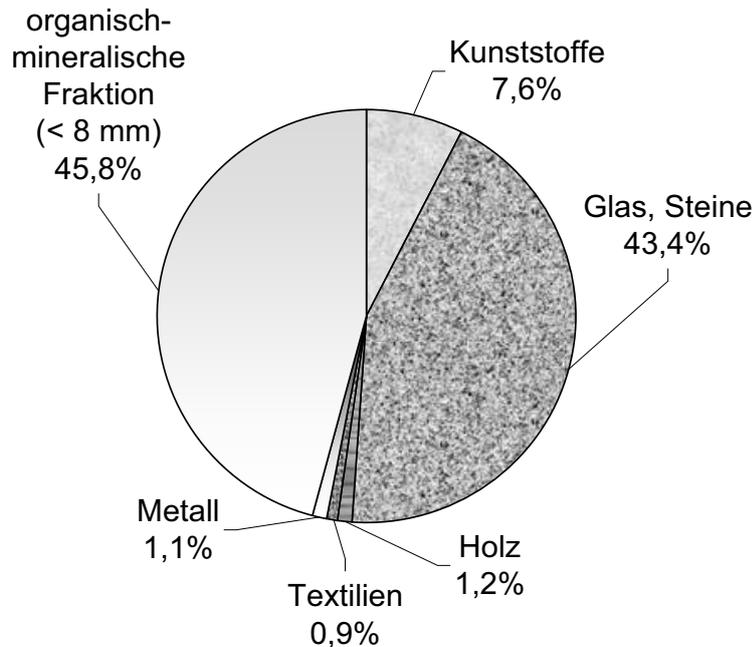


Abb. 8: Stoffliche Zusammensetzung stabilisierter Restabfälle der Nachrotteversuche mit Sickerwasserkreislauf in RSR.

5.2 Temperaturen der Rotteversuche

5.2.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

In Abb. 9 wurden die Rotte- und die Umgebungstemperaturen für den Lysimeterversuch dargestellt. Es wird deutlich, dass sich bis etwa zum 260. Rottetag die arithmetisch für drei Lysimeterschichten („oben“, „Mitte“, „unten“) gemittelten Rottetemperaturen verringerten und eine Temperaturschichtung vorkam. D.h., dass in der oberen Schicht die höchsten Rottetemperaturen von bis zu 81°C (Juli 2002) gemessen wurden, die mittlere Schicht mit geringeren Rottetemperaturen etwa dem arithmetischen Mittelwert sämtlicher Rottetemperaturen des Lysimeters (Kurve „gemittelte Lysimetertemperatur“) entsprach und die untere Schicht die geringsten Rottetemperaturen aufwies.

Nach 260 Rottetagen kam es zu einer Vereinigung der Temperaturganglinien „Rottetemperatur oben“, „Rottetemperatur Mitte“ sowie „Rottetemperatur unten“ und einem identischen Verlauf bis zum Versuchsende.

Der sprunghafte Anstieg der Rottetemperaturen der unteren und mittleren Schicht nach ca. 140 Rottetagen (Abb. 9: Pfeil) ist auf ein manuelles Anheben dieser Temperaturmesslanzen um etwa 20 cm zurückzuführen, das aufgrund von Sackungen der rottenden Restabfälle und einer damit verbundenen Absenkung der Temperaturmesslanzen notwendig war.

Die zusätzlich zu den Rottetemperaturen dargestellten Umgebungstemperaturen (Abb. 9) folgten mit einer Spanne von $-6,6^{\circ}\text{C}$ (Januar 2003) bis $29,1^{\circ}\text{C}$ (Juli 2002) dem jahreszeitlichen Verlauf.

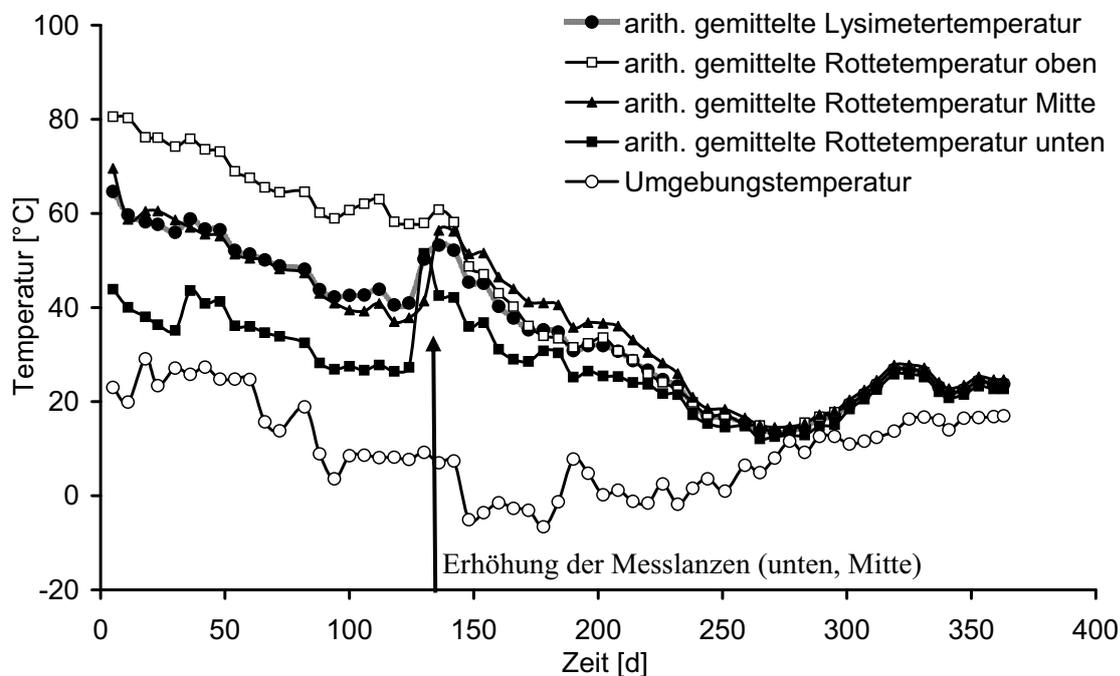


Abb. 9: Rotte- und Umgebungstemperaturen während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.2.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

Abb. 10 zeigt die Rottetemperaturen während der Nachrotteversuche mit stabilisierten Restabfällen in RSR und die Umgebungstemperaturen im Versuchslabor. Da die Rottetemperaturen in 50 cm und 80 cm Tiefe ausgehend von der Edelstahldeckelplatte eines RSR (Abb. 3) gleich groß waren, wurde auf eine nach Messtiefen getrennte Darstellung der Rottetemperaturen verzichtet.

Abb. 10 a, b verdeutlichen, dass die jeweils für einen Nachrotteversuch arithmetisch gemittelten Rottetemperaturen um 5°C bis 7°C erhöht, parallel zu den Umgebungstemperaturen verliefen und zwischen 20°C und 42°C schwankten.

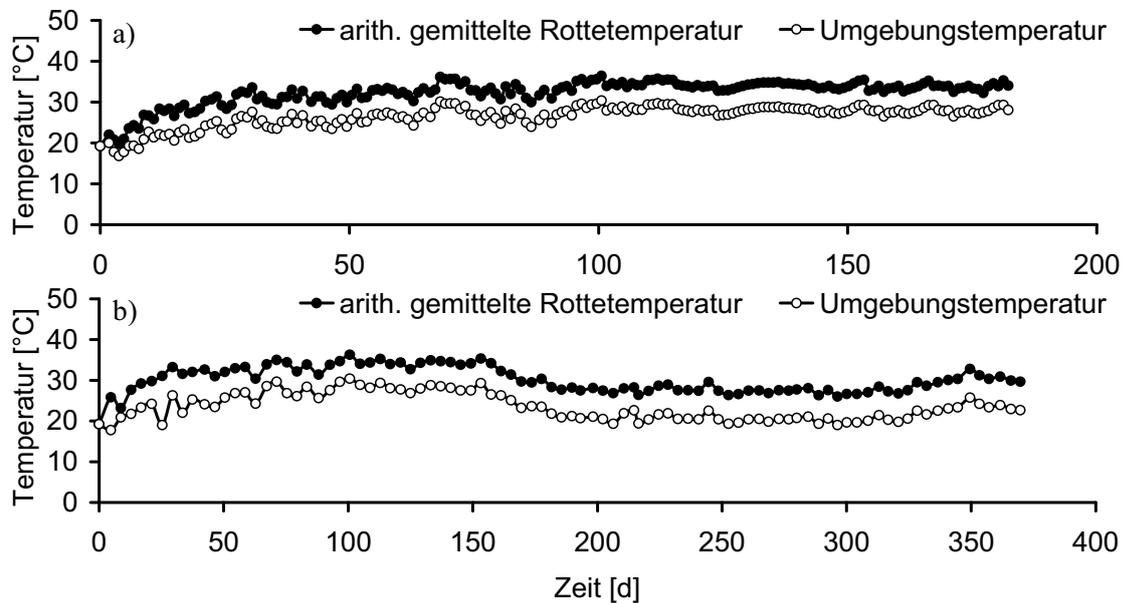


Abb. 10: Rotte- und Umgebungstemperaturen während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilerer Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.3 Abluftzusammensetzung der Rotteversuche

5.3.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

Abb. 11 stellt die im Lysimeter in 0,5 m bzw. 0,8 m Tiefe gemessenen Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan jeweils arithmetisch gemittelt dar. Die Messwerte aus einer Tiefe von 1,3 m wurden nicht ausgewertet, da die Gasmesslanzen wie auch die Temperaturmesslanzen (Kapitel: 5.2.1) nach ca. vier Versuchsmonaten in die Belüftungs- und Drainagekiesschicht eingedrungen waren und somit die gemessenen Gaskonzentrationen der Außenluft entsprachen.

Die Sauerstoffkonzentration in der oberen Schicht des Lysimeters betrug nach fünf Rottetagen $13,6 \text{ Vol.-%}$, sank bis zum 23. Rottetag auf $10,4 \text{ Vol.-%}$ und damit den geringsten Wert für den gesamten Lysimeterversuch. Danach kam es bis zum 112. Rottetag zu einem tendenziellen Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen auf ca. 19 Vol.-% in dieser Schicht mit einem Knick am 80. Rottetag und einem relativen Minimum von $14,7 \text{ Vol.-%}$ am 94. Rottetag. Die Sauerstoffkonzentration in der „Mitte“ des Lysimeters betrug nach fünf Rottetagen

18,2 Vol.-% und stieg bis zum 112. Rottetag fast kontinuierlich auf ca. 20,8 Vol.-% an. Nach dem 112. Rottetag fielen die Sauerstoffkonzentrationen „oben“ und in der „Mitte“ auf 10,9 Vol.-% (118. Rottetag) bzw. 16,6 Vol.-% (124. Rottetag). Danach vereinigten sich die Kurven der Sauerstoffkonzentrationen „oben“ und „Mitte“, hatten weitere relative Minima z.B. nach 160 Rottetagen oder 184 Rottetagen und stiegen dann bis zum 200. Rottetag auf 19 Vol.-% bis 20 Vol.-%. In diesem Konzentrationsbereich schwankten die Sauerstoffgehalte danach bis zum Versuchsende.

Die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen der oberen Lysimeterschicht stiegen bis zum 23. Rottetag auf 8,8 Vol.-%, verringerten sich dann bis zum 82. Rottetag auf 2,8 Vol.-% und erhöhten sich danach erneut auf 6,4 Vol.-% (94. Rottetag) bzw. auf den maximalen Kohlenstoffdioxidgehalt des Lysimeterversuchs von 9,9 Vol.-% (118. Rottetag). In der „Mitte“ des Lysimeters verringerten sich die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen in diesem Zeitraum von 3,0 Vol.-% nach 11 Rottetagen auf 0,7 Vol.-% nach 112 Rottetagen. Danach erfolgte ein Anstieg der Kohlenstoffdioxidgehalte der mittleren Schicht auf 4,6 Vol.-% (124. Rottetag). In Folge dessen kam es am 130. Rottetag zu einer Vereinigung der Kurven Kohlenstoffdioxidkonzentration „oben“ und „Mitte“, ähnlich wie für die Sauerstoffkonzentrationen „oben“ und „Mitte“. Nach dem 130. Rottetag bis zum 200. Rottetag schwankten die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen zwischen 1,6 Vol.-% (172. Rottetag) bzw. 7,4 Vol.-% (160. Rottetag). Danach verminderten sich die Schwankungen und die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen lagen im Bereich zwischen 0,5 Vol.-% und 2,5 Vol.-% bis zum Versuchsende.

Aus Abb. 11 wird des Weiteren deutlich, dass die Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidkonzentrationen in einer spiegelbildlichen Abhängigkeit stehen (fallende Sauerstoffgehalte bei gleichzeitig ansteigenden Kohlenstoffdioxidkonzentrationen und umgekehrt) und dass im Lysimeterkörper eine vertikale Schichtung mit sich von der Basis ausgehend verringernden Sauerstoffgehalten und ansteigenden Kohlenstoffdioxidkonzentrationen vorlag.

Die Methankonzentrationen lagen für sämtliche Messungen des Lysimeterversuchs im Bereich kleiner 0,2 Vol.-%. Ausnahmen stellten die Methangehalte von 0,6 Vol.-% am 124. Rottetag bzw. die maximale Methankonzentrationen von 0,7 Vol.-% am fünften Rottetag (beide obere Schicht) dar.

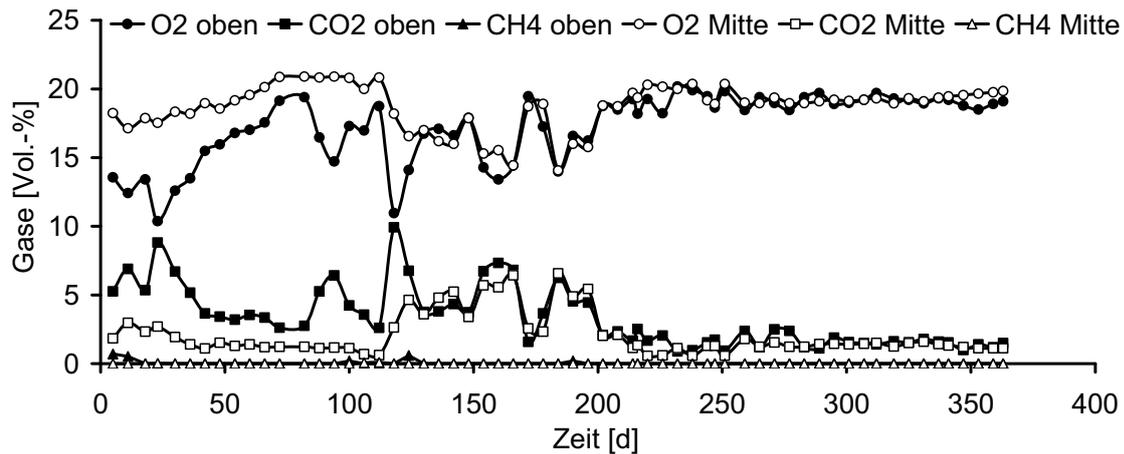


Abb. 11: Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan in der oberen und mittleren Schicht des Lysimeters während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf.

5.3.2 Nachrotte stabiler Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

Für die Nachrotteversuche konnte aufgrund des Aufbaues der RSR (Abb. 3: vollständige Kapselung, Edelstahldeckelplatte mit Abluftstutzen) keine Messung der Abluftzusammensetzung in Abhängigkeit von der Tiefe wie im Lysimeter erfolgen.

Abb. 12 a, b stellen für beide Nachrotteversuche die Sauerstoffgehalte, die zwischen 19,5 Vol.-% und 20,9 Vol.-% schwankten, und die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen, die im Bereich zwischen 0,03 Vol.-% und 1,4 Vol.-% lagen, dar. Methan wurde während Nachrotte 1 und 2 nicht gemessen.

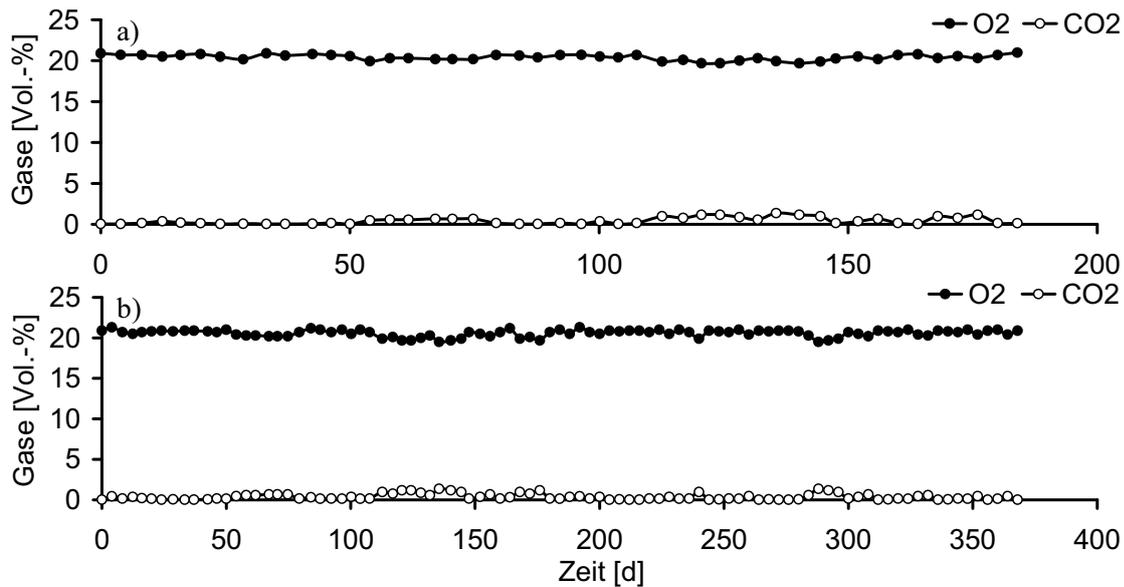


Abb. 12: Konzentrationen der Gase Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.4 Wassermengen der Rotteversuche

5.4.1 Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

In Abb. 13 wurden die Tagesmengen an Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser sowie das abgeflossenen Sickerwasser bezogen auf einen Quadratmeter Lysimeteroberfläche ($l/(d \times m^2)$) dargestellt. Die Niederschlagshöhen wurden vom Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock übermittelt (Kapitel: 4.1.3) und es wird ein jahreszeitlicher Verlauf mit maximalen Ereignissen von bis zu $30 l/(d \times m^2)$ im Juli 2002 deutlich. Der Sickerwasserkreislauf erfolgte manuell mit Gaben von $2 l/(d \times m^2)$ bis $3 l/(d \times m^2)$. Sickerwasser floss in kleineren Mengen während der gesamten Versuchszeit ab. Sickerwasserabflussspitzen kamen im November 2002 mit ca. $6 l/(d \times m^2)$ vor.

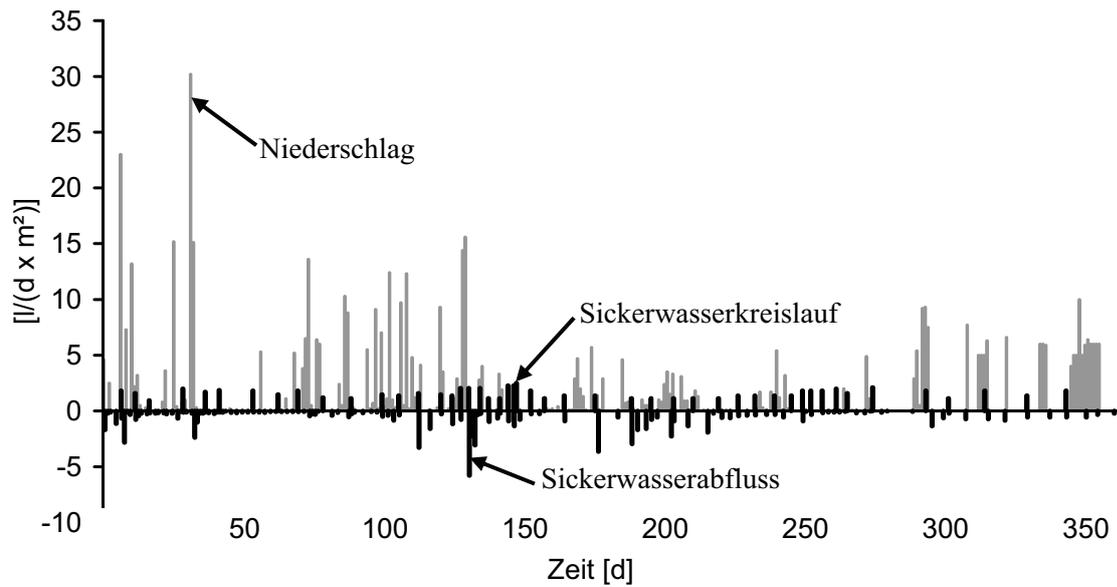


Abb. 13: Niederschlags-, Sickerwasserkreislauf- und Sickerwasserabflussmengen während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Abb. 14 zeigt die Wassergehalte der rottenden frischen Restabfälle in Abhängigkeit von der Tiefe ausgehend von der Lysimeteroberkante. Es wird deutlich, dass sich die Wassergehalte ausgehend von 40 Masse-% zu Versuchsbeginn im gesamten Lysimeter verringerten, mit Ausnahme der oberen Schichten bis etwa 0,7 m Tiefe. Besonders deutlich war die Austrocknung ab 1,25 m Tiefe, wo die Wassergehalte bereits nach zwei Rottemonaten auf 12 Masse-% abgenommen hatten. Bis zum vierten Rottemonat kam es zu einer Erhöhung der Wassergehalte auf 18 Masse-% bis 24 Masse-% in der Tiefe ab 1,25 m, danach waren in dieser Tiefe aufgrund der Setzungen des Rottekörpers (Kapitel: 5.2.1) keine Messungen mehr möglich. In den oberen Schichten des Lysimeters bis 0,7 m Tiefe stiegen die Wassergehalte der rottenden Restabfälle auf 40,2 Masse-% bis maximal 45 Masse-% (0,5 m Tiefe, vierter Rottemonat).

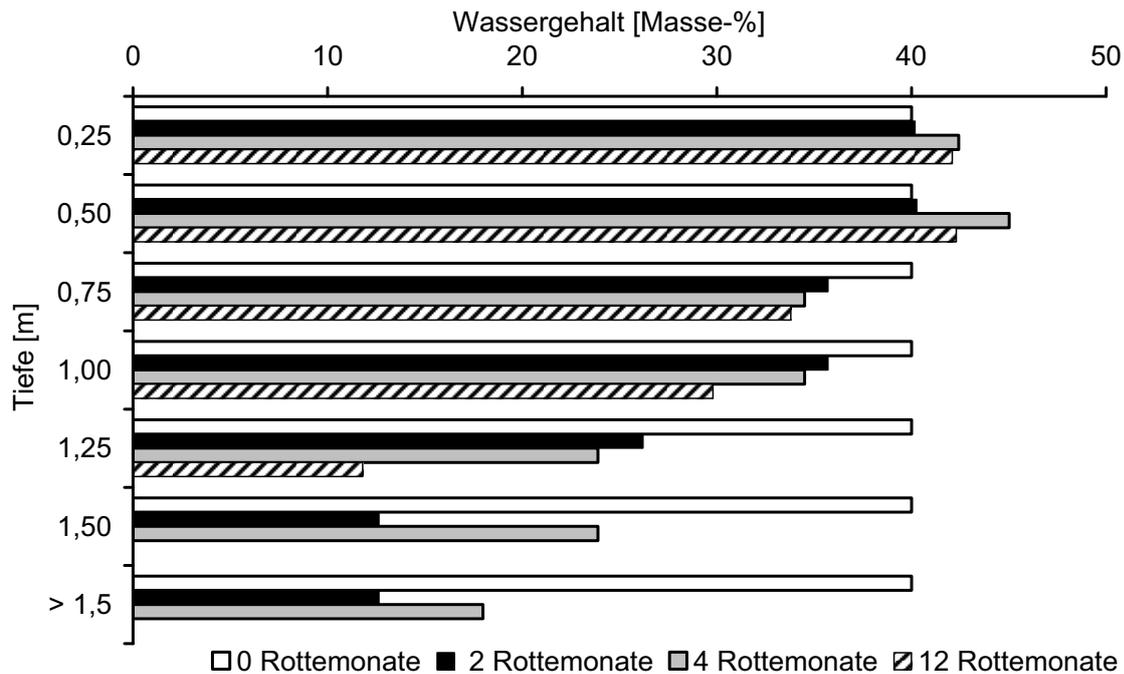


Abb. 14: Wassergehalte in Abhängigkeit von der Tiefe und Zeit während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.4.2 Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

Für die Nachrotteversuche 1 und 2 stabilisierter Restabfälle wurden in den Abb. 15 a, b jeweils zugeführtes destilliertes Wasser, gebildetes Abluftkondensat bzw. Sickerwasser und im Kreislauf geführtes Abluftkondensat bzw. Sickerwasser dargestellt.

Die stabilisierten Restabfälle mussten bis zum 25. Rottetag täglich mit 500 ml (entspricht $7 \text{ l}/(\text{d} \times \text{m}^2)$) destilliertem Wasser befeuchtet werden, um den Wassergehalt der Restabfälle zu erhöhen und um Sickerwasser zu bilden (Kapitel: 4.2.3). In Folge der Bewässerung und Belüftung der stabilisierten Restabfälle entstanden unmittelbar nach Versuchsbeginn Abluftkondensate mit bis zu 100 ml/d. Sickerwasser floss erst nach ca. 15 Rottetagen ab. Um die Sickerwasserentstehung zur Untersuchung des Sickerwasserkreislaufs zu maximieren, wurde die Belüftung der RSR bei gleich bleibender Abluftzusammensetzung (Abb. 12) reduziert. Daraufhin konnte die Abluftkondensatbildung nach etwa 30 Rottetagen vermieden werden, die täglich abgeflossenen Sickerwassermengen stiegen und schwankten ab dem 30. Rottetag bis zum Ende der Nachrotteversuche um 200 ml/d.

Ab dem 20. Rottetag wurden beide Nachrotteversuche mit 200 ml/d (entspricht $2,8 \text{ l}/(\text{d} \times \text{m}^2)$) gebildeter Abluftkondensate und Sickerwässer (später ausschließlich Sickerwässer) bewässert. Für Nachrotteversuch 2 musste die im Kreislauf geführte Sickerwasser-

menge nach etwa 210 Rottetagen auf 100 ml/d (entspricht $2 \text{ l}/(\text{d} \times \text{m}^2)$) reduziert werden, da die zur Verfügung stehende zwischengespeicherte Sickerwassermenge sich von $> 2000 \text{ ml}$ auf 300 ml verringert hatte.

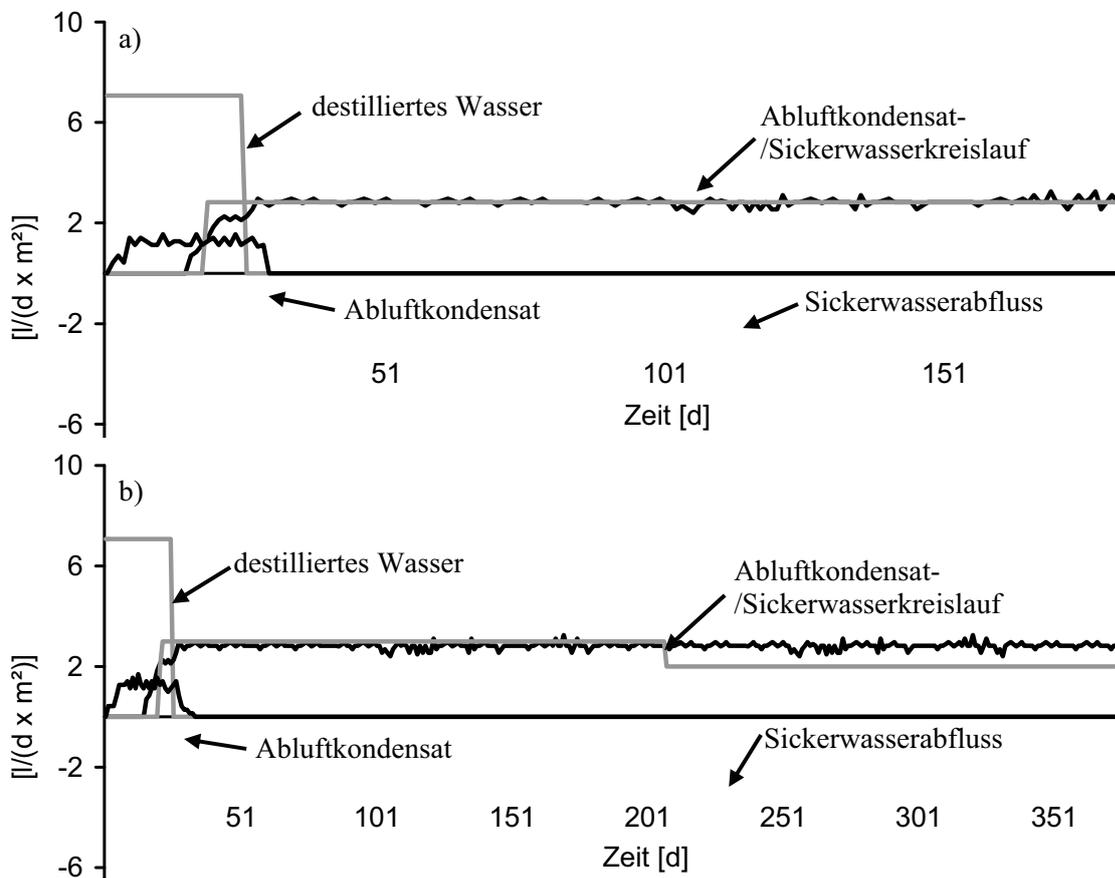


Abb. 15: Mengen an zugeführtem destilliertem Wasser, Kreislaufsicker- und -abluftkondensatwasser sowie abgeflossenem Abluftkondensat und Sickerwasser während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.5 Eigenschaften der Sickerwässer der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter

5.5.1 pH-Werte

Die pH-Werte der Sickerwässer des Lysimeterversuchs fielen von pH 8,2 zu Versuchsbeginn auf ein Minimum von pH 6 nach etwa 100 Rottetagen (Abb. 16). Danach erhöhten sich die pH-Werte der Sickerwässer und schwankten bis zum Versuchsende zwischen pH 6,3 (156. Rottetag) und pH 7,8 (344. Rottetag).

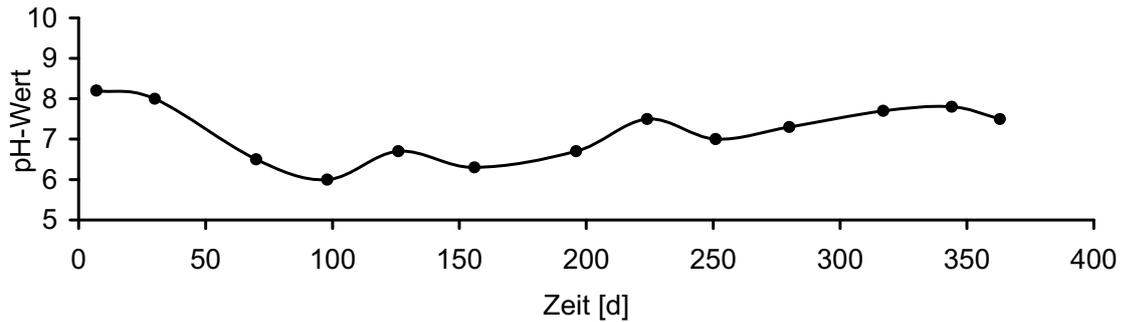


Abb. 16: pH-Werte der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.5.2 Konzentrationen und Frachten der Chloridionen, Leitfähigkeiten

Die Chloridionenkonzentrationen der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter betrugen bis zum 100. Rottetag ca. 0,5 g/l und stiegen bis zum 126. Rottetag sprunghaft auf ca. 3 g/l (Abb. 17). Nach dem 126. Rottetag schwankten die Chloridionenkonzentrationen zwischen 2 g/l und 4 g/l bis zum Versuchsende. Die sich aus den Chloridionenkonzentrationen ergebenden Chloridionenfrachten der Sickerwässer (Abb. 17: Summenkurve) betrugen bis zum 100. Rottetag 0,4 kg. Danach erfolgte ein stärkerer kontinuierlicher Anstieg auf ca. 8 kg bis zum Versuchsende mit einem Knick nach 250 Rottetagen.

Die Leitfähigkeiten dieser Sickerwässer hatten einen ähnlichen Verlauf wie die Chloridionenkonzentrationen, da sie zwischen dem 100. Rottetag und dem 126. Rottetag sprunghaft von etwa 2 mS/cm auf 5 mS/cm anstiegen (Abb. 17). Nach dem 126. Rottetag bis zum Versuchsende schwankten die Leitfähigkeiten zwischen 3,5 mS/cm und 6 mS/cm.

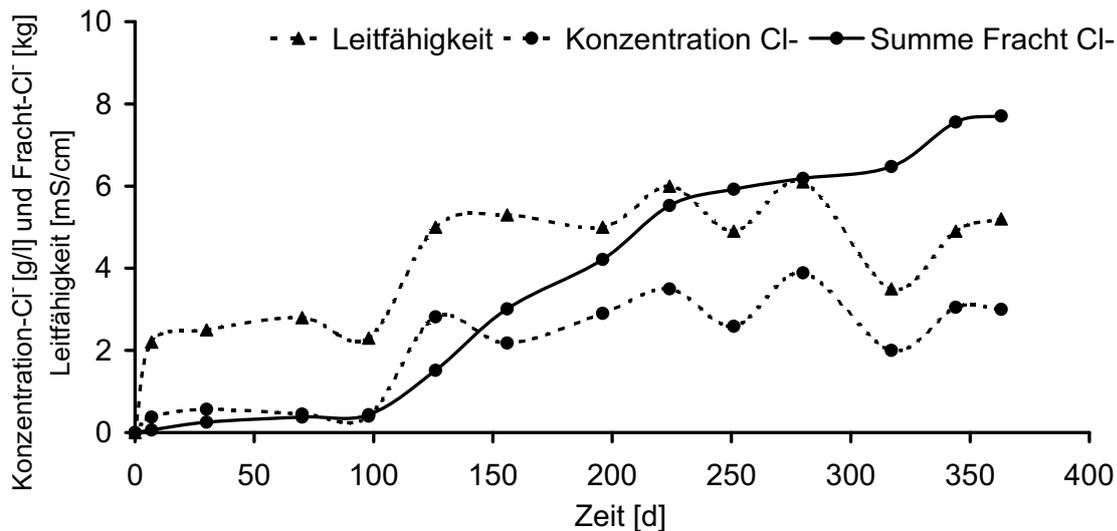


Abb. 17: Chloridionkonzentrationen und –frachten (Summenkurve) sowie Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.5.3 Konzentrationen und Frachten von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff

Die Ammoniumstickstoffkonzentrationen der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter verringerten sich von maximal 130 mg/l zu Versuchsbeginn auf etwa 2 mg/l nach etwa 200 Rottetagen (Abb. 18 a). Nach diesem Zeitpunkt schwankten die Ammoniumstickstoffgehalte zwischen 0,2 mg/l und 1 mg/l bis zum Versuchsende nach 363 Rottetagen. Die als Summenkurve dargestellte Ammoniumstickstofffracht stieg bis zum 150. Rottetag auf etwa 105 g und erhöhte sich bis zum Versuchsende um 2 g auf etwa 107 g (Abb. 18 a).

Die Nitritstickstoffgehalte dieser Sickerwässer stiegen nach Versuchsbeginn bis zum 30. Rottetag auf die maximale Konzentration von etwa 50 mg/l (Abb. 18 b), verringerten sich danach bis etwa zum 200. Rottetag auf ca. 2 mg/l und schwankten dann bis zum Versuchsende in einem Bereich zwischen 0,4 mg/l (317. Rottetag) und 1 mg/l (344. Rottetag). Die als Summenkurve dargestellte Nitritstickstofffracht erhöhte sich bis zum 150. Rottetag auf etwa 31 g und stieg danach bis zum Rotteende um 2 g auf ca. 33 g (Abb. 18 b).

Die Nitratstickstoffkonzentrationen der Sickerwässer des Lysimeterversuchs erhöhten sich von etwa 80 mg/l zu Versuchsbeginn auf die maximale Nitratstickstoffkonzentration von etwa 500 mg/l nach 150 Rottetagen (Abb. 18 c). Nach diesem Zeitpunkt verringerten sich die Nitratstickstoffgehalte und schwankten zwischen 140 mg/l (317. Rottetag) und 380 mg/l (196. Rottetag) bis zum Versuchsende. Die als Summenkurve dargestellte Nitratstickstofffracht betrug nach 100 Rottetagen ca. 95 g und stieg bis zum 220. Rottetag auf etwa 800 g.

Ab diesem Zeitpunkt bis zum Versuchsende erhöhte sich die Nitratstickstofffracht um etwa 150 g auf ca. 950 g.

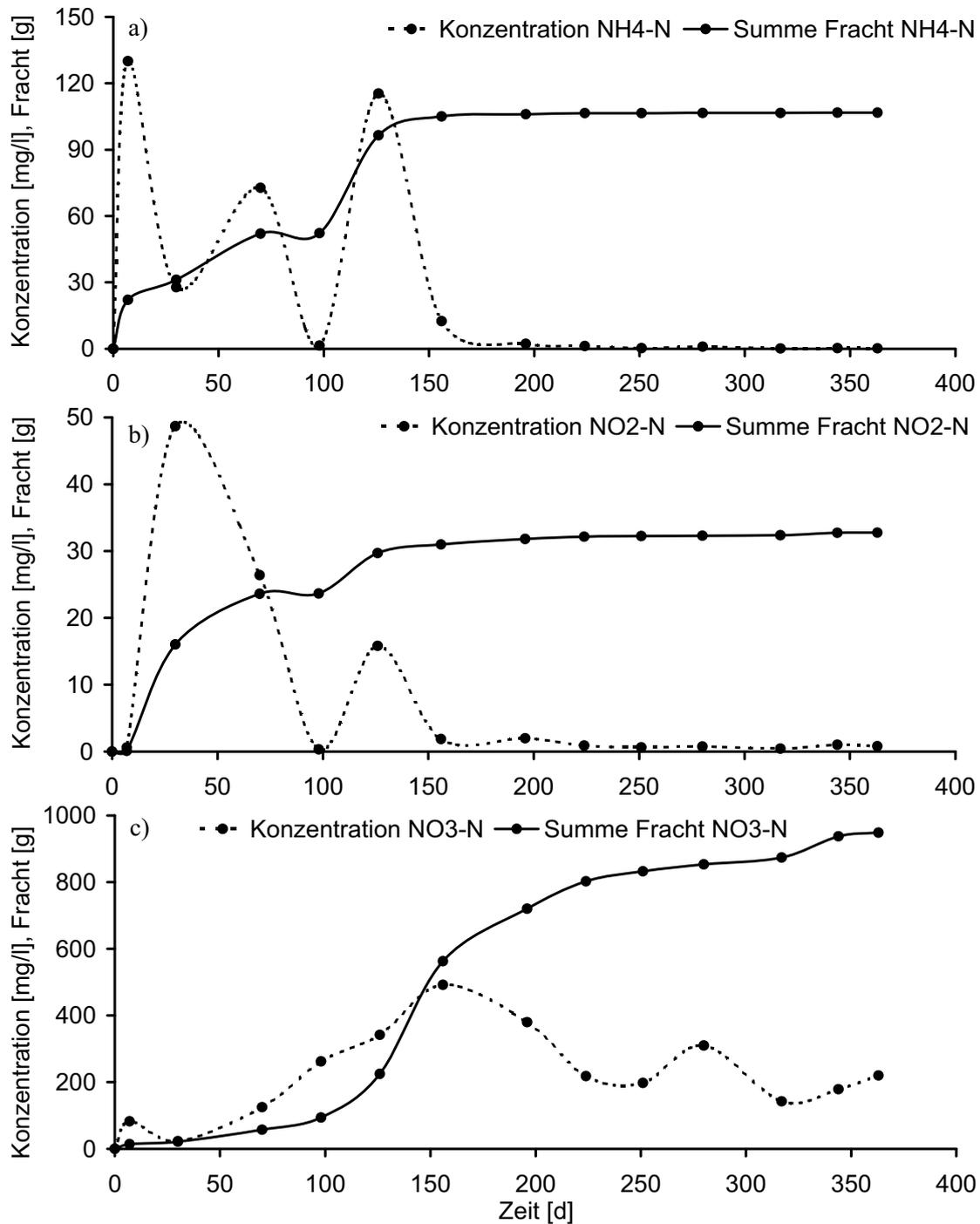


Abb. 18: a) Ammoniumstickstoff-, b) Nitritstickstoff- und c) Nitratstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.5.4 Konzentrationen und Frachten des BSB₅ und CSB

Die BSB₅-Konzentrationen der Sickerwässer des Lysimeterversuchs erreichten nach 7 Rottetagen den maximalen Gehalt von etwa 2100 mg/l (Abb. 19 a). Danach verringerten sie sich auf ca. 200 mg/l (30. Rottetag) und weiter auf 30 mg/l bis zum 100. Rottetag. Nach einem relativen Maximum von 310 mg/l (126. Rottetag) schwankten die BSB₅-Konzentrationen zwischen 150 mg/l (242. Rottetag) und 20 mg/l (363. Rottetag) bis zum Versuchsende. Die Summenkurve der BSB₅-Frachten dieser Sickerwässer (Abb. 19 a) hatte einen treppenhaften Verlauf. So kam es zu einem steilen Anstieg bis zum siebten Rottetag und zu zwei weiteren sprunghaften Erhöhungen nach dem 100. Rottetag bzw. nach dem 225. Rottetag. Zum Versuchsende betrug die BSB₅-Fracht 677 g.

Die CSB-Konzentrationen der Sickerwässer (Abb. 19 b) fielen nach dem 7. Rottetag von ca. 4500 mg/l auf 1070 mg/l (30. Rottetag). Danach stiegen sie bis zum 100. Rottetag auf ca. 1450 mg/l und erhöhten sich bis zum 126. Rottetag weiter auf etwa 4000 mg/l. Nach dem 126. Rottetag bis zum 225. Rottetag schwankten die CSB-Konzentrationen erneut zwischen ca. 3500 mg/l (196. Rottetag) und dem maximalen CSB-Gehalt des Lysimeterversuchs von 5050 mg/l (225. Rottetag). Nach dem 225. Rottetag verminderten sich die CSB-Konzentrationen bis zum Versuchsende auf etwa 2500 mg/l. Die als Summenkurve dargestellten CSB-Frachten dieser Sickerwässer (Abb. 19 b) stiegen bis zum 100. Rottetag auf etwa 1700 g. Danach erhöhten sie sich bis zum Versuchsende nach 363. Rottetagen um 86,8 % auf ca. 12000 g.

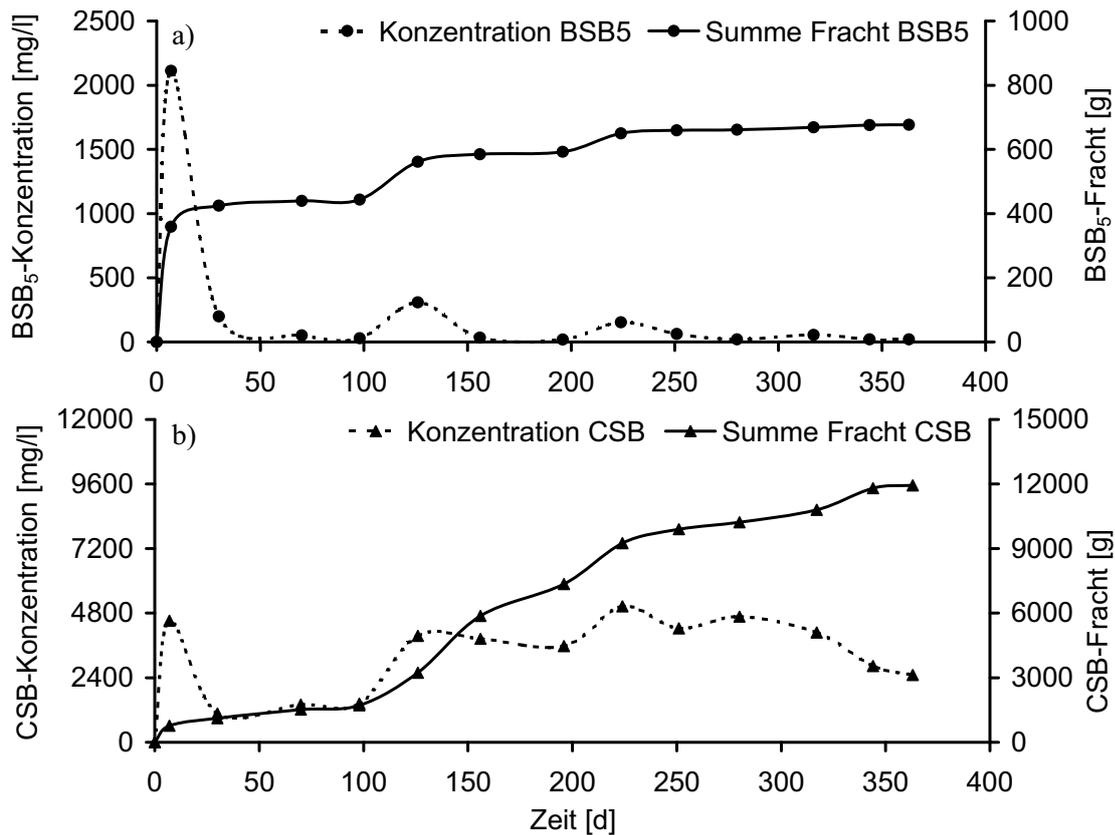


Abb. 19: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.5.5 Konzentrationen und Frachten der Blei-, Cadmium-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen

Abb. 20 stellt die in den Sickerwässern der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter untersuchten Schwermetallionen dar. Am siebten Rottetag betrug die Konzentration der Chrom- und Zinkionen 1,4 mg/l bzw. 2,7 mg/l (Abb. 20 a), der Kupfer- und Nickelionen 0,5 mg/l bzw. 1 mg/l (Abb. 20 b), der Eisenionen 16 mg/l (Abb. 20 c), der Bleiionen 0,15 mg/l (Abb. 20 d) und der Cadmiumionen 0,004 mg/l (Abb. 20 e). Nach dem siebten Rottetag kam es zu einer Verminderung sämtlicher Schwermetallionengehalte bis zum 100. Rottetag gefolgt von einem erneuten sprunghaften Anstieg bis zum 156. Rottetag. Danach verminderten sich die Schwermetallionenkonzentrationen und schwankten bis zum Versuchsende um 0,01 mg/l für Blei, 0,003 mg/l für Cadmium, 0,7 mg/l für Chrom, 2,1 mg/l für Eisen, 0,6 mg/l für Kupfer, 0,2 mg/l für Nickel und 1,1 mg/l für Zink. Die als Summenkurven dargestellten Frachten der Schwermetallionen, mit Ausnahme von Cadmium, stiegen bis zum 30. Rottetag und nach einer Plateauphase (30. Rottetag bis 125. Rottetag) zwischen dem 125. Rottetag und 156. Rottetag sprunghaft (Abb. 20). Nach dem 156. Rottetag erhöhten sich die Frachten der

Schwermetallionen bis zum Versuchsende auf 125,2 mg für Blei, 4,0 g für Chrom, 12,9 g für Eisen, 1,7 g für Kupfer, 0,8 g für Nickel und 3,4 g für Zink (Abb. 20 a, b, c, d). Die Cadmiumfracht dieser Sickerwässer nahm kontinuierlich, mit einem Knick zwischen dem 30. Rottetag und dem 156. Rottetag auf 13,2 mg bis zum Versuchsende zu (Abb. 20 e).

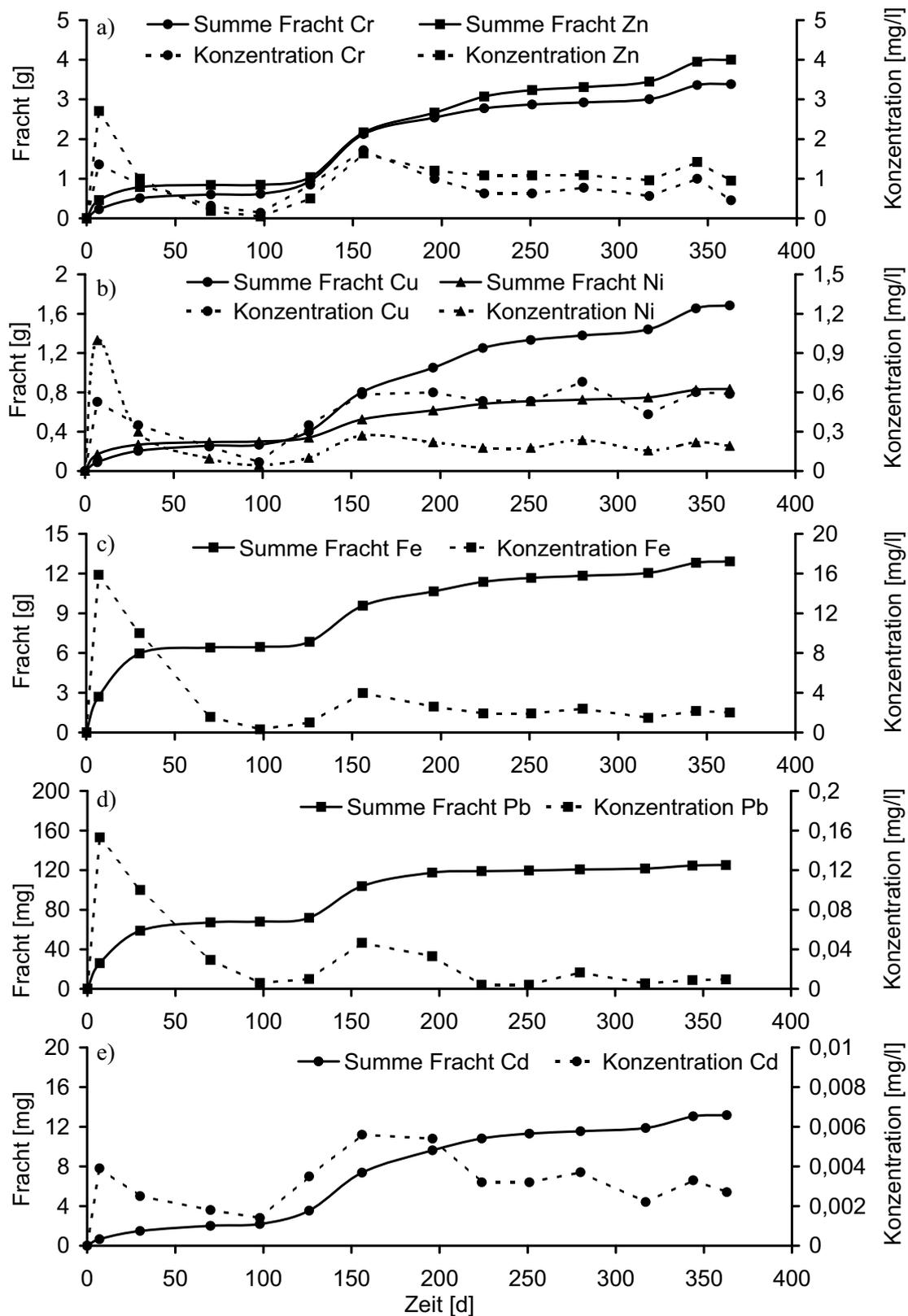


Abb. 20: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

5.6 Eigenschaften der Sickerwässer der Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf in RSR

5.6.1 pH-Werte

Die während Nachrotte 1 und 2 stabilisierter Restabfälle in RSR gebildeten Sickerwässer wiesen zu Beginn pH-Werte von pH 6,9 bzw. pH 6,8 (Abb. 21 a, b) auf, die während des nachfolgenden Versuchsverlaufs jeweils auf pH 7,2 stiegen.

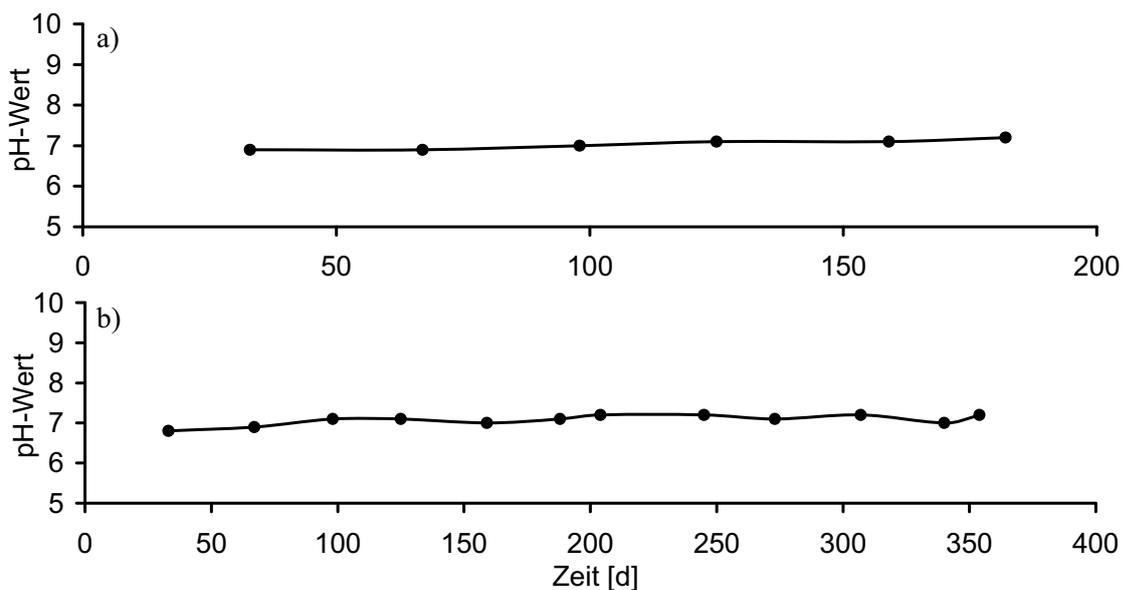


Abb. 21: pH-Werte der Sickerwässer a) der Nachrotte 1 und b) der Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.6.2 Konzentrationen und Frachten der Chloridionen, Leitfähigkeiten

Die Chloridionenkonzentrationen der Sickerwässer aus Nachrotteversuch 1 und 2 in RSR stiegen jeweils bis zum 100. Rottetag auf etwa 1,6 g/l (Abb. 22 a, b) und schwankten danach geringfügig (1,5 g/l bis 1,8 g/l) um diesen Wert bis zum jeweiligen Versuchsende. Die als Summenkurven dargestellten Chloridionenfrachten erhöhten sich kontinuierlich auf etwa 50 g bis zum Versuchsende von Nachrotte 1 nach 185 Rottetagen und, aufgrund der doppelten Versuchsdauer auf etwa 72 g für Nachrotte 2 nach 375 Rottetagen.

Die Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus Nachrotte 1 und 2 stiegen bis zum 100. Rottetag jeweils auf etwa 2 mS/cm und schwankten danach geringfügig (1,7 mS/cm bis 2,2 mS/cm) um diesen Wert bis zum Ende der Versuche (Abb. 22 a, b).

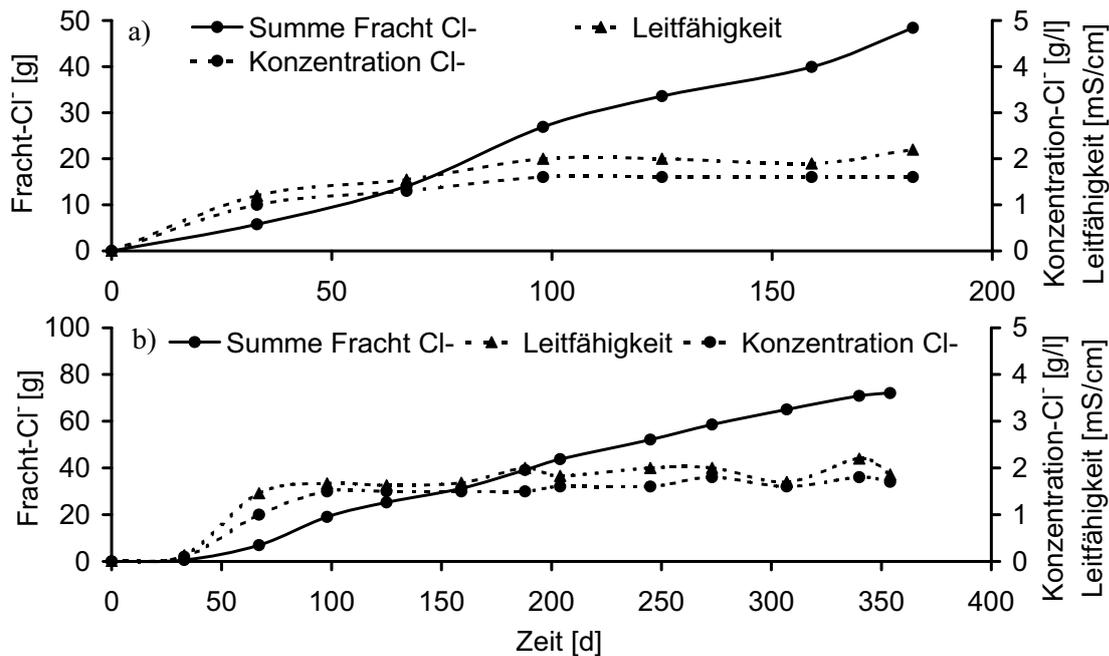


Abb. 22: Chloridionenkonzentrationen und –frachten (Summenkurven) sowie Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.6.3 Konzentrationen und Frachten von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff

Ammoniumstickstoff konnte in den Sickerwässern der Nachrotteversuche 1 und 2 stabilisierter Restabfälle in RSR zu keinem Zeitpunkt nachgewiesen werden.

Die Nitritstickstoffkonzentrationen dieser Sickerwässer schwankten zwischen 0,15 mg/l und 0,2 mg/l (Abb. 23 a) für Nachrotte 1 sowie 0,05 mg/l und 0,3 mg/l für Nachrotte 2 (Abb. 23 b). Die als Summenkurven dargestellten Nitritstickstofffrachten stiegen gleichmäßig für Nachrotte 1 und 2 auf etwa 6 mg bzw. 11 mg (Abb. 23 a, b).

Die Nitratstickstoffkonzentrationen erhöhten sich für beide Nachrotteversuche ausgehend von 20 mg/l zu Versuchsbeginn auf bis zu 260 mg/l nach 183 Rottetagen der Nachrotte 1 (Abb. 24 a) bzw. auf 700 mg/l nach 375 Rottetagen der Nachrotte 2 (Abb. 24 b). Die als Summenkurven dargestellten Nitratstickstofffrachten stiegen kontinuierlich während Nachrotte 1 auf etwa 6 g bzw. während Nachrotte 2 auf 20 g (Abb. 24 a, b).

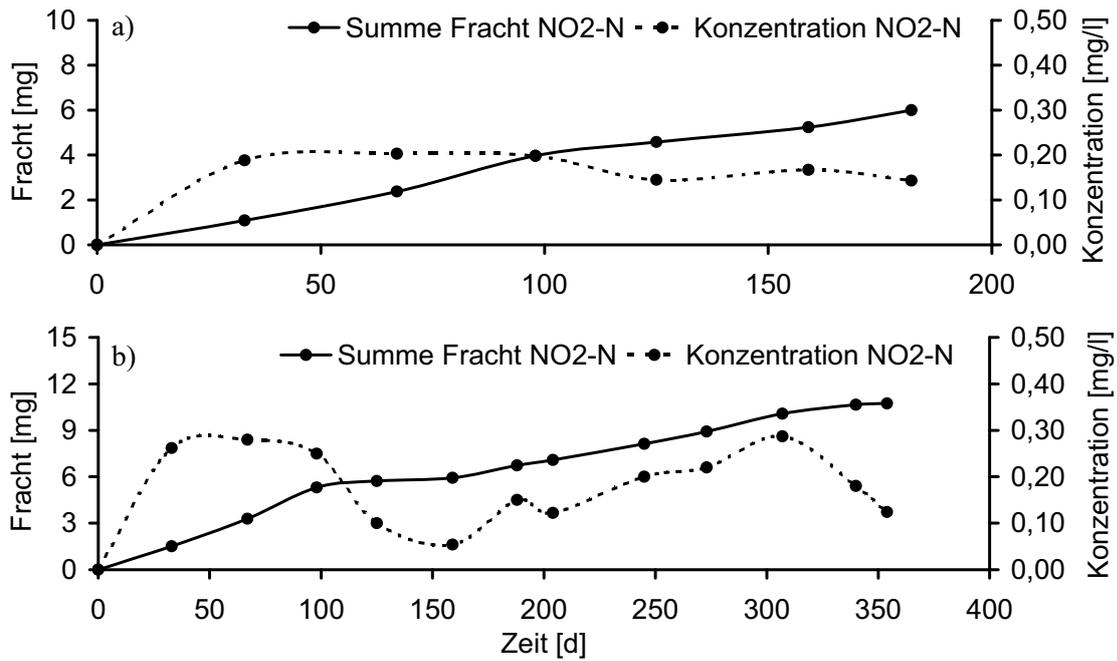


Abb. 23: Nitritstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

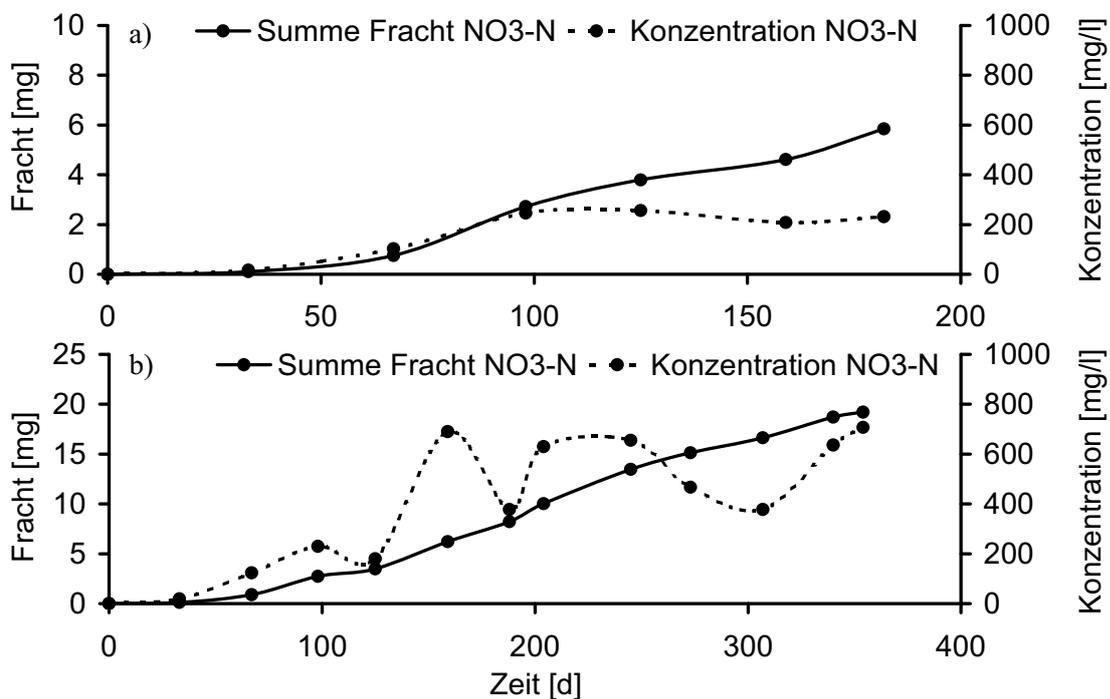


Abb. 24: Nitratstickstoffkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.6.4 Konzentrationen und Frachten des BSB₅ und CSB

Die BSB₅-Konzentrationen der Sickerwässer aus Nachrotteversuch 1 stiegen auf 46 mg/l bis zum 67. Rottetag und fielen danach wieder kontinuierlich bis zum Versuchsende auf 7 mg/l (Abb. 25 a). Die als Summenkurve dargestellten BSB₅-Frachten dieser Sickerwässer erhöhten sich auf etwa 1,0 g nach 183 Rottetagen (Abb. 25 a).

Die BSB₅-Gehalte der Sickerwässer aus Nachrotteversuch 2 schwankten während des gesamten Versuchsverlaufs zwischen 7 mg/l (125. Rottetag) und 22 mg/l nach etwa 200 Rottetagen (Abb. 26 a). Die als Summenkurve dargestellten BSB₅-Frachten der Sickerwässer aus Nachrotte 2 betragen 0,7 g nach 375 Rottetagen (Abb. 26 a).

Die CSB-Konzentrationen der Sickerwässer beider Nachrotteversuche erhöhten sich am Versuchsanfang auf 698 mg/l am 67. Rottetag von Nachrotte 1 (Abb. 25 b) bzw. 1033 mg/l am 125. Rottetag von Nachrotte 2 (Abb. 26 b). Danach schwankten die CSB-Gehalte der Sickerwässer aus Nachrotte 1 zwischen 580 mg/l (159. Rottetag) und 862 mg/l (125. Rottetag) bzw. für Nachrotte 2 zwischen 670 mg/l (159. Rottetag) und 1220 mg/l (354. Rottetag) bis zum jeweiligen Versuchsende. Die als Summenkurven dargestellten CSB-Frachten dieser Sickerwässer stiegen kontinuierlich während Nachrotte 1 auf 22 g (Abb. 25 b) und während Nachrotte 2 auf etwa 42 g (Abb. 26 b).

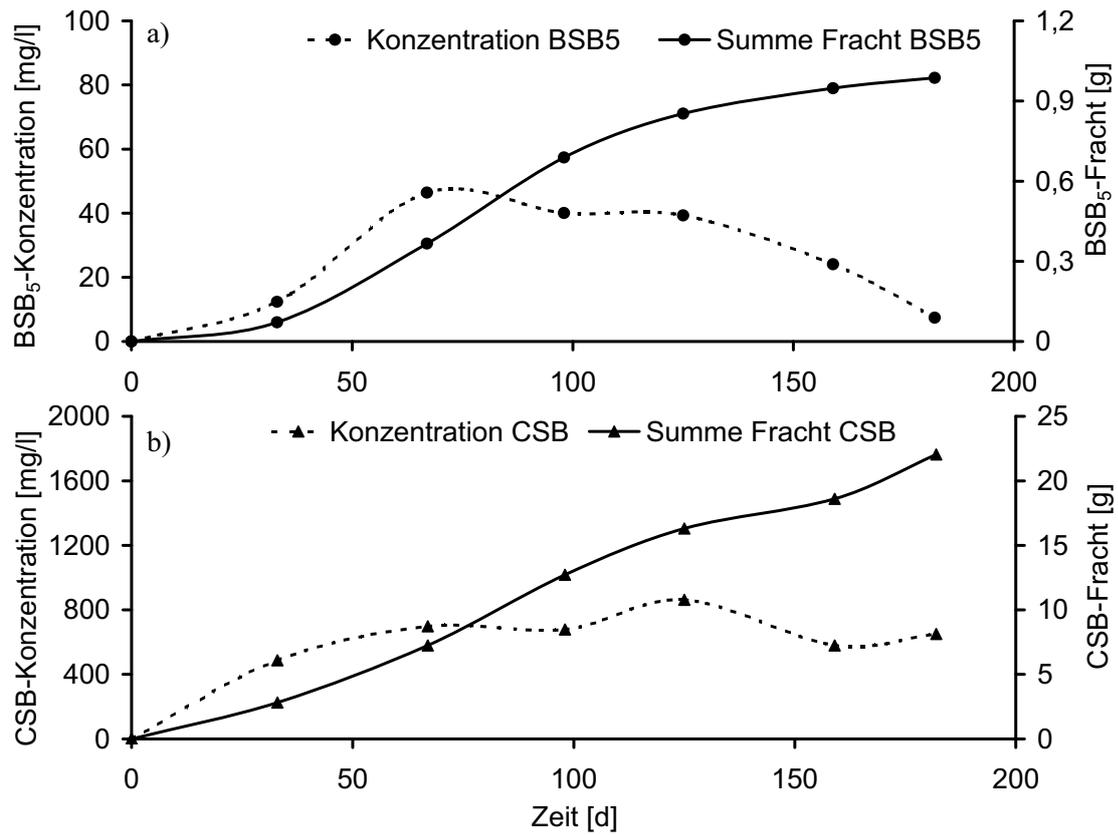


Abb. 25: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

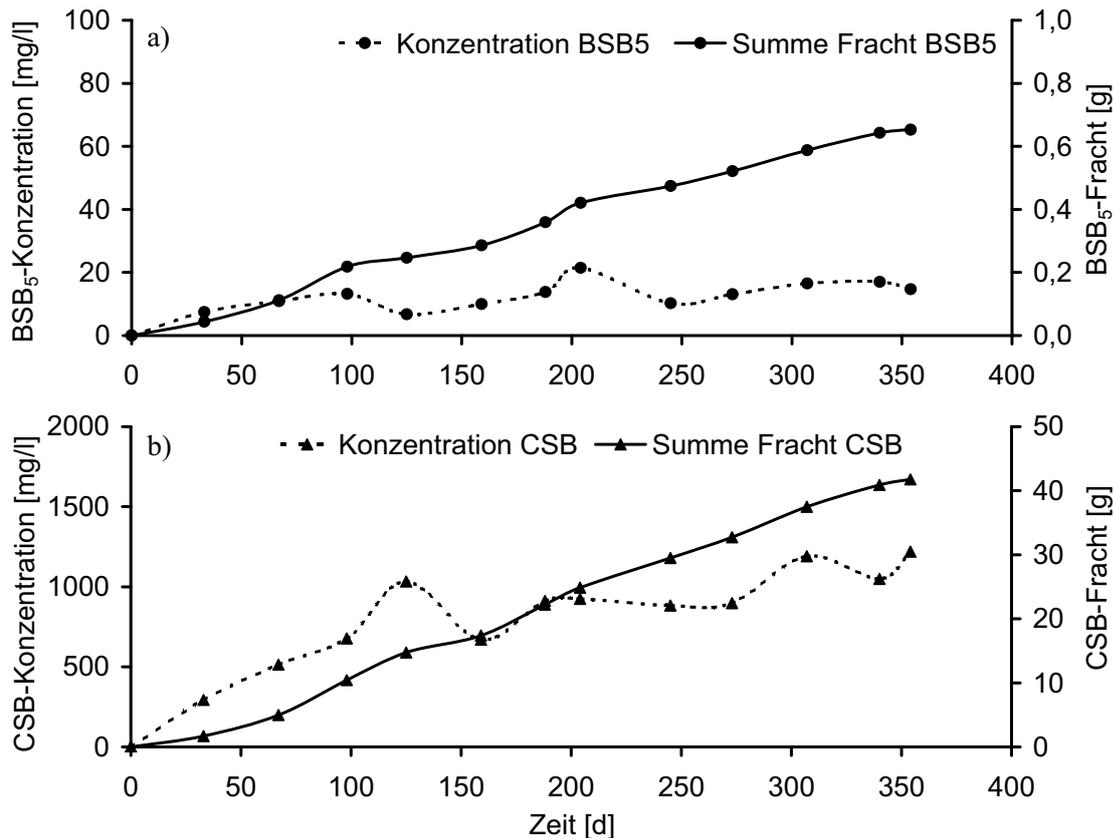


Abb. 26: a) BSB₅- und b) CSB-Konzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus der Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.6.5 Konzentrationen und Frachten der Blei-, Cadmium-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen

Während der Nachrotteversuche mit stabilisierten Restabfällen in RSR erhöhten sich in den Sickerwässern mit zunehmender Versuchsdauer kontinuierlich die untersuchten Schwermetallkonzentrationen von Chrom, Eisen, Kupfer, Nickel und Zink, mit Ausnahme für die Blei- und Cadmiumionen (Abb. 27, Abb. 28). So stiegen während Nachrotte 1 und 2 die Konzentrationen der Chromionen auf 0,03 mg/l (Abb. 27 a: 159. Rottetag) bzw. auf 0,07 mg/l (Abb. 28 a: 354. Rottetag), der Zinkionen auf 0,06 mg/l (Abb. 27 a: 182. Rottetag) bzw. auf 0,14 mg/l (Abb. 28 a: 307. Rottetag), der Kupferionen auf 0,29 mg/l (Abb. 27 b: 182. Rottetag) bzw. auf 0,24 mg/l (Abb. 28 b: 354. Rottetag), der Nickelionen auf 0,5 mg/l (Abb. 27 b: 182. Rottetag) bzw. auf 0,8 mg/l (Abb. 28 b: 354. Rottetag) sowie der Eisenionen auf 12,2 mg/l (Abb. 27 c: 182. Rottetag) bzw. auf 18,3 mg/l (Abb. 28 c: 307. Rottetag).

Die Bleiionenkonzentrationen dieser Sickerwässer hatten einen schwankenden Verlauf. Sie stiegen am Anfang von Nachrotte 1 auf 0,004 mg/l (Abb. 27 d: 100. Rottetag) bzw. von Nach-

rotte 2 auf 0,002 mg/l (Abb. 28 d: 125. Rottetag) und verringerten sich danach teilweise bis unter die Nachweisgrenze (0,001 mg/l). Die höchsten Bleikonzentrationen wurden mit 0,009 mg/l am 182. Rottetag für Nachrotteversuch 1 (Abb. 27 d) bzw. mit 0,006 mg/l am 245. Rottetag für Nachrotte 2 (Abb. 28 d) gemessen.

Die Cadmiumionengehalte dieser Sickerwässer schwankten während Nachrotteversuch 1 zwischen 0,0006 mg/l (67. Rottetag) und 0,0016 mg/l (182. Rottetag) (Abb. 27 e) bzw. während Nachrotteversuch 2 zwischen 0,0004 mg/l (67. Rottetag) und 0,0013 mg/l (188. Rottetag) (Abb. 28 e). Dabei konnte Cadmium im Sickerwässer aus Nachrotte 2 z.B. zwischen dem 245. Rottetag und 273. Rottetag bzw. ab dem 340. Rottetag nicht mehr nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: 0,0001 mg/l). Die als Summenkurven dargestellte Frachten der Schwermetallionen in den Sickerwässern der Nachrotteversuche erhöhten sich kontinuierlich bis zum jeweiligen Versuchsende für Chrom auf ca. 0,7 mg (Abb. 27 a) bzw. auf 1,7 mg (Abb. 28 a), für Zink auf ca. 0,5 mg (Abb. 27 a) bzw. auf 2,3 mg (Abb. 28 a), für Kupfer auf 3,7 mg (Abb. 27 b) bzw. etwa 7,1 mg (Abb. 28 b), für Nickel auf 9,4 mg (Abb. 27 b) bzw. auf 21,2 mg (Abb. 28 b), für Eisen auf 222 mg (Abb. 27 c) bzw. auf 464 mg (Abb. 28 c), für Blei auf 0,1 mg (Abb. 27 d) sowie für Cadmium auf 0,03 mg (Abb. 27 e). Ausnahmen stellten die Frachten der Blei- und Cadmiumionen der Sickerwässer während Nachrotteversuch 2 dar, die einen treppenhaften Verlauf hatten. So stiegen die Frachten der Bleiionen bis zum 125. Rottetag auf 0,02 mg, blieben bis zum 188. Rottetag konstant und erhöhten sich danach sprunghaft auf 0,06 mg am 188. Rottetag (Abb. 28 d). Die Frachten der Cadmiumionen nahmen bis zum 204. Rottetag kontinuierlich auf 0,03 mg zu, blieben bis zum 273. Rottetag konstant und erhöhten sich danach auf 0,035 mg zum 307. Rottetag (Abb. 28 e).

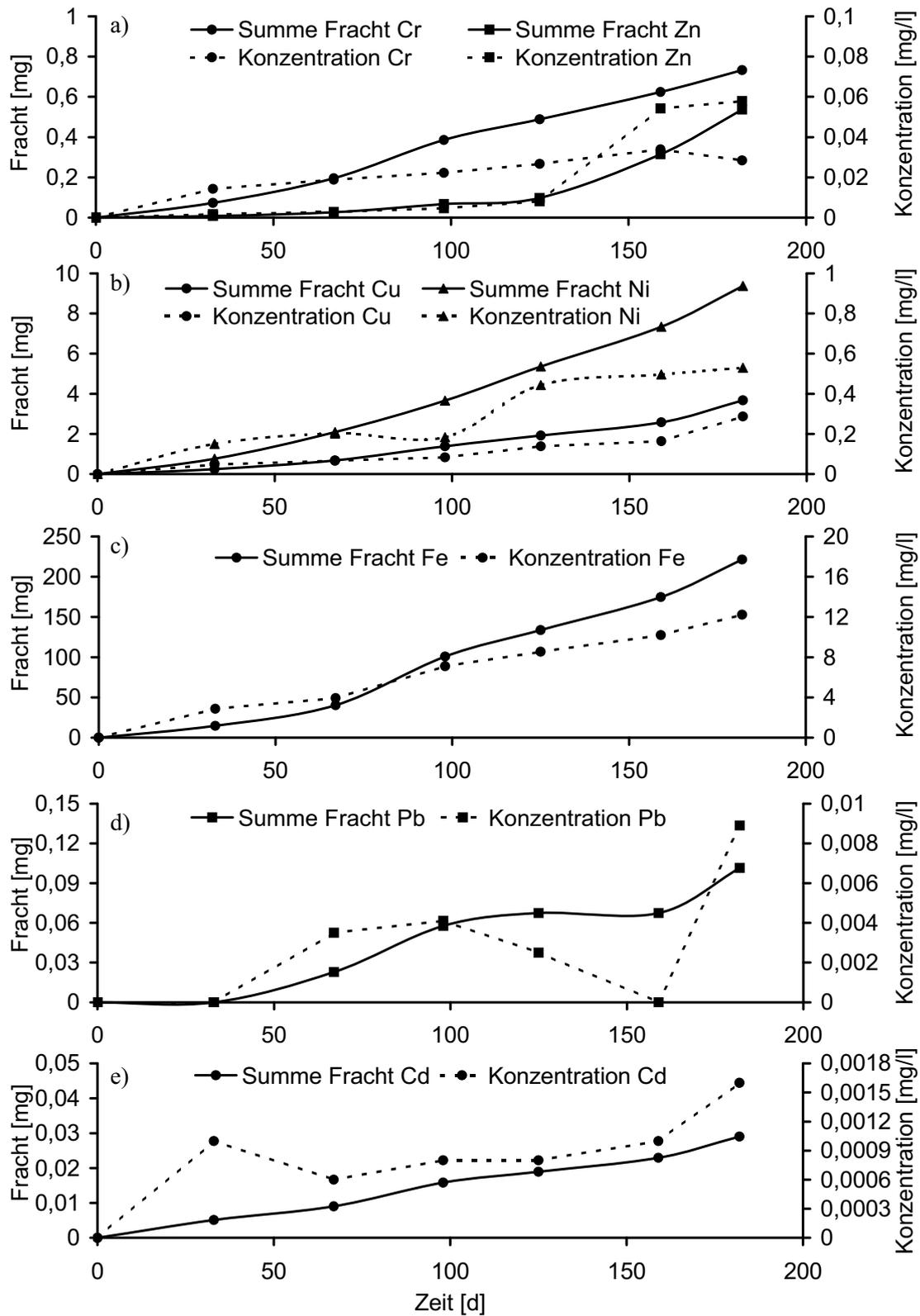


Abb. 27: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

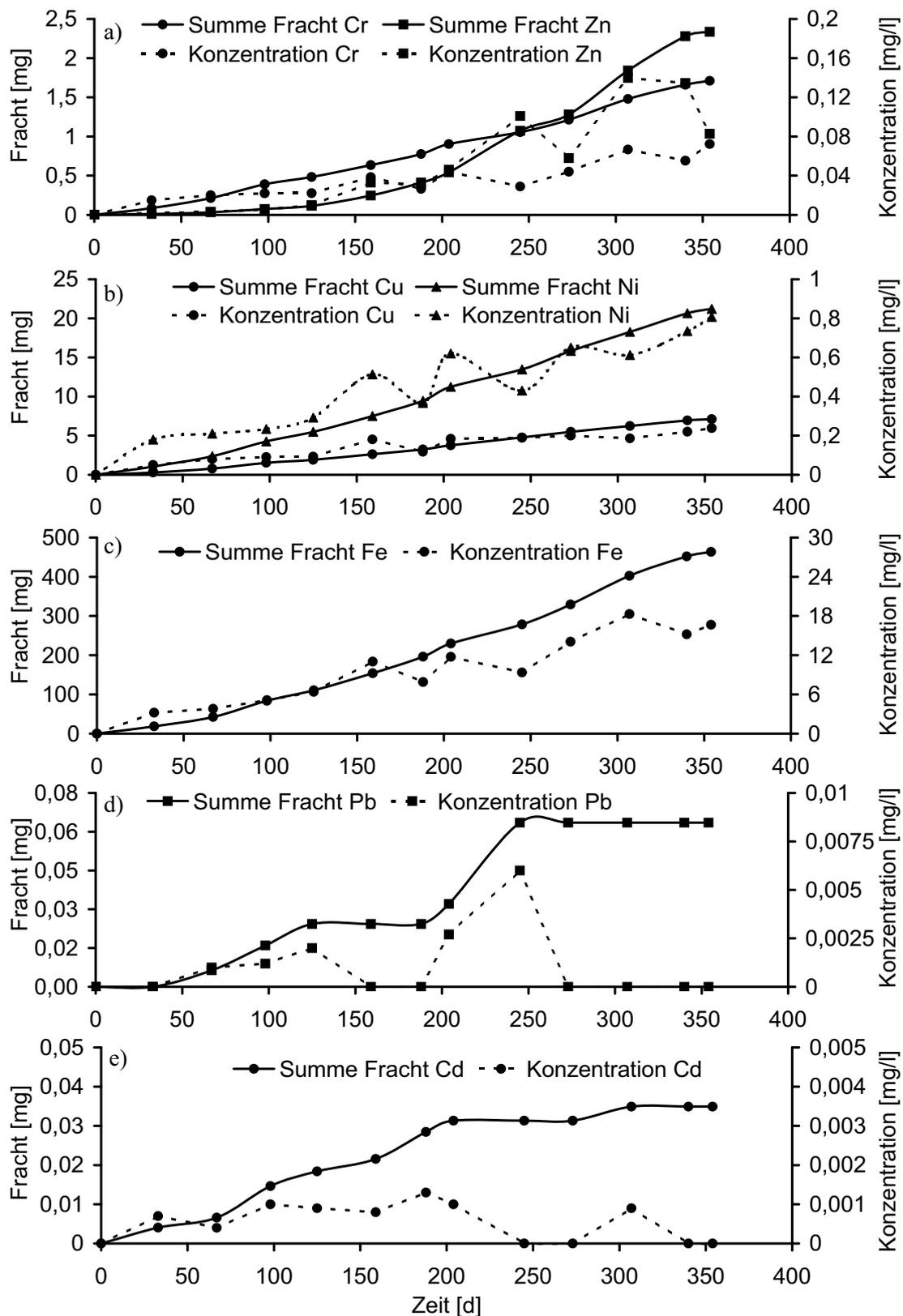


Abb. 28: a) Chrom- und Zink-, b) Kupfer- und Nickel-, c) Eisen-, d) Blei- und e) Cadmiumionenkonzentrationen und -frachten (Summenkurven) der Sickerwässer aus Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.7 Toxizität der Sickerwässer der Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

Die toxische Wirkung der Sickerwässer der Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf wurde mit dem „Leuchtbakterientest“, „Daphnientest“ und „Fischtest“ sowie dem Protozoen-TOXKIT (Kapitel: 4.4.3) untersucht. Dabei wurden Sickerwässer der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach einer Rottedauer von vier, acht und zwölf Monaten mit den in Tab. 9 dargestellten Eigenschaften verwendet. Das Sickerwasser aus der Nachrotteversuch 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit einer Gesamttottedauer von 30 Monaten (Tab. 9: Eigenschaften) wurde zu einem Versuchszeitpunkt gewonnen, als sich die CSB-Konzentrationen nur noch geringfügig änderten (Abb. 25 b).

Tab. 9: Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach vier, acht und zwölf Rottemonaten und 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR.

| Parameter | Einheit | Rottemonate | | | |
|---------------------------------|---------|-------------|-------|-------|-------|
| | | 4 | 8 | 12 | 30 |
| pH | - | 6,7 | 7,0 | 7,5 | 7,2 |
| Leitfähigkeit | mS/cm | 5,2 | 3,8 | 5,3 | 2,2 |
| Cl ⁻ | g/l | 3,1 | 2,8 | 3,3 | 1,6 |
| BSB ₅ | mg/l | 310 | 62,5 | 20,4 | 7,4 |
| CSB | mg/l | 3700 | 1750 | 2250 | 650 |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/l | 117 | 0,2 | 0,3 | 0 |
| NO ₃ ⁻ -N | mg/l | 398 | 140 | 230 | 232 |
| NO ₂ ⁻ -N | mg/l | 3,3 | 1,0 | 1,3 | 0,2 |
| Cd | mg/l | 0,005 | 0,002 | 0,004 | 0,002 |
| Cr | mg/l | 1,70 | 0,58 | 0,80 | 0,03 |
| Cu | mg/l | 0,65 | 0,46 | 0,69 | 0,29 |
| Fe | mg/l | 4,0 | 1,7 | 2,4 | 12,2 |
| Ni | mg/l | 0,27 | 0,15 | 0,25 | 0,53 |
| Pb | mg/l | 0,057 | 0,008 | 0,023 | 0,009 |
| Zn | mg/l | 1,76 | 0,71 | 1,67 | 0,06 |

Die Toxizität der Sickerwässer wurde mit dem Protozoen-TOXKIT aufgrund der Verminderung der optischen Dichte von Testansätzen mit Sickerwasser bestimmt (Kapitel: 4.4.3). Die Gültigkeit dieses Tests wurde zuvor in Kontrollansätzen (ohne Sickerwasser) mit einer durchschnittlichen Verminderung der optische Dichte um 90,1 % innerhalb von 48 h belegt.

Die Hemmwirkung der Sickerwässer gegenüber Protozoen wurde in Abb. 29 dargestellt. Es wird deutlich, dass eine sich mit steigender Verdünnung und höherer Rottedauer verringernde

Toxizität der Sickerwässer vorlag. So hemmte das Sickerwasser aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach 4 Rottemonaten die Protozoen in der geringsten Verdünnungsstufe (Vf 2) um ca. 34 % und mit der stärksten Verdünnung (Vf 32) um ca. 4 % (Abb. 29 a). Das Sickerwasser des Lysimeterversuchs nach 8 Rottemonaten zeigte eine vergleichbare Toxizität wie das Sickerwasser nach 4 Rottemonaten, da sich die Toxizität von ca. 32 % auf etwa 7 % verringerte (Abb. 29 b). Die Sickerwässer aus dem Lysimeterversuch nach 12 Rottemonaten (Abb. 29 c) und dem Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten (Abb. 29 d) hatten in den ersten drei Verdünnungsstufen (Vf 2 bis Vf 8) fast gleich bleibende Toxizitätskennwerte von 13 % bis 15 % bzw. 15 % bis 17 %. Mit den stärkeren Verdünnungen (Vf 16 bis Vf 32) fielen die Toxizitätskennwerte dieser Sickerwässer auf 5 % bzw. 1 %.

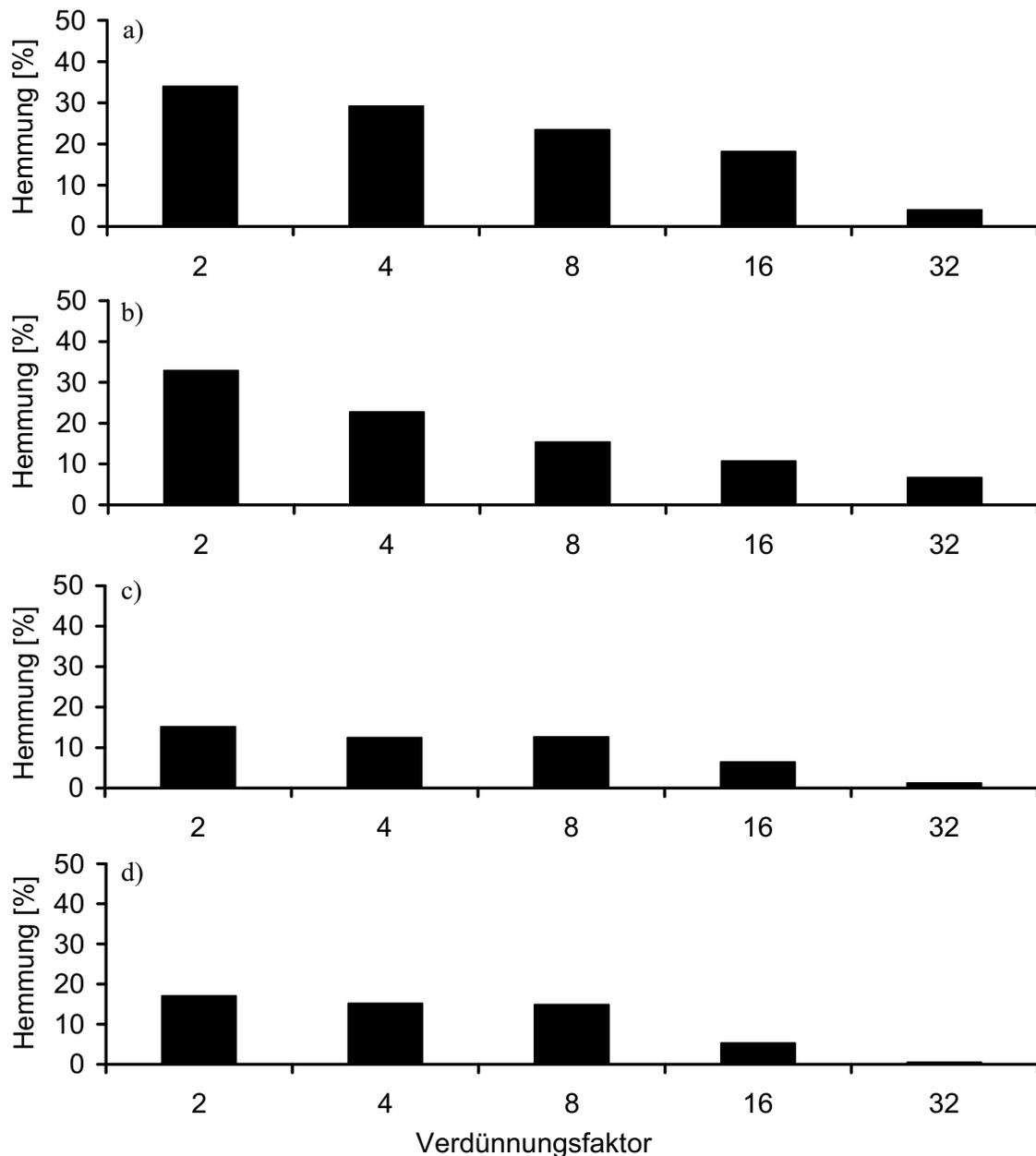


Abb. 29: Hemmwirkung im Protozoen-TOXKIT der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

Die für den Protozoen-TOXKIT verwendeten Sickerwässer wurden parallel dazu mit dem „Leuchtbakterientest“, „Daphnientest“ und „Fischtest“ untersucht. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Abb. 30 dargestellt und zeigen, dass sich die Toxizitäten der Sickerwässer mit steigender Rottedauer tendenziell verminderten.

Dabei nahm die Toxizität der Sickerwässer des Lysimeterversuchs im „Leuchtbakterientest“ von einem G_L -Wert von $G_L 3$ nach vier Rottemonaten auf einen G_L -Wert von jeweils $G_L 1$

nach acht Rottemonaten bzw. nach zwölf Rottemonaten ab. Das Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten wies einen erhöhten G_L -Wert von G_L 2 auf.

Im „Daphnientest“ ergab sich, mit Ausnahme für das Sickerwasser des Lysimeterversuchs nach 8 Rottemonaten mit einem G_D -Wert von G_D 3, eine unveränderte Toxizität von G_D 5 für das Sickerwasser des Lysimeterversuchs nach 4 Rottemonaten und nach 12 Rottemonaten sowie für das Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten.

Im „Fischttest“, der seit dem Jahr 2004 durch den „Fischeitest“ ersetzt wurde (DIEHL et al., 2004; LOHAUS & LÜBKER, 2004), hatte das Sickerwasser des Lysimeterversuchs nach 4 Rottemonaten einen Toxizitätskennwert von G_F 64, der sich für die Sickerwässer nach acht Rottemonaten bzw. zwölf Rottemonaten auf einen G_F -Wert von G_F 4 bzw. G_F 2 verringerte. Das Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten wies einen G_F -Wert von G_F 2 auf.

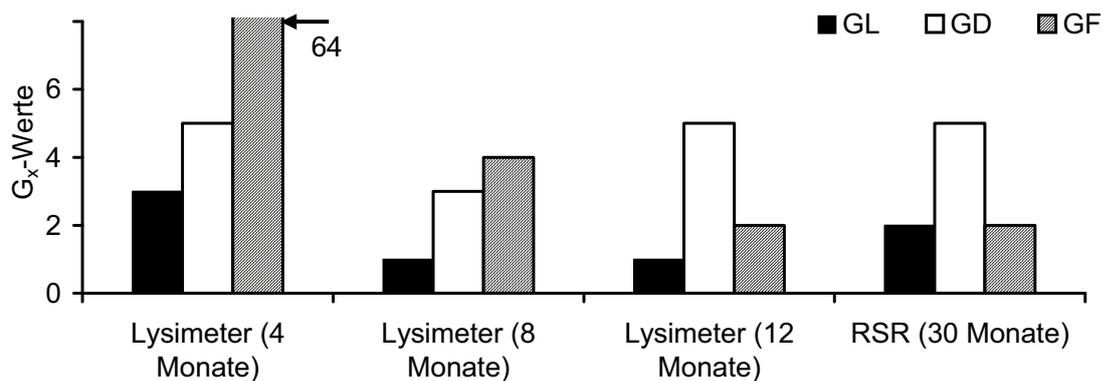


Abb. 30: G_x -Werte im „Leuchtbakterientest“, „Daphnientest“ und „Fischttest“ der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

5.8 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

Die Stabilität refraktärer, d.h. sehr schwer biologisch abbaubarer organischer Sickerwasserinhaltsstoffe aus weitestgehend mit Sickerwasserkreislauf gerotteten Restabfällen wurde mit Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonate (Gründe für die Wahl siehe Kapitel 5.7) untersucht (Tab. 9: Eigenschaften).

Mit sterilisierten Proben dieses Sickerwassers wurde im ersten Schritt die Verflüchtigung organischer Sickerwassersubstanzen bei 30°C, 50°C und 70°C (Kapitel: 3.3, Abb. 4: V0) inner-

halb von 14 Tagen bestimmt, um in nachfolgenden Untersuchungen den biologischen Abbau organischer Substanzen abgrenzen zu können.

Dabei verdunsteten aus den sterilisierten Sickerwasserproben bei 30°C etwa 17 Masse-% (Vk 0,02; n 3), bei 50°C ca. 32 Masse-% (Vk 0,01; n 3) und bei 70°C ca. 84 Masse-% (Vk 0,01; n 3) der Sickerwassermenge (Abb. 31).

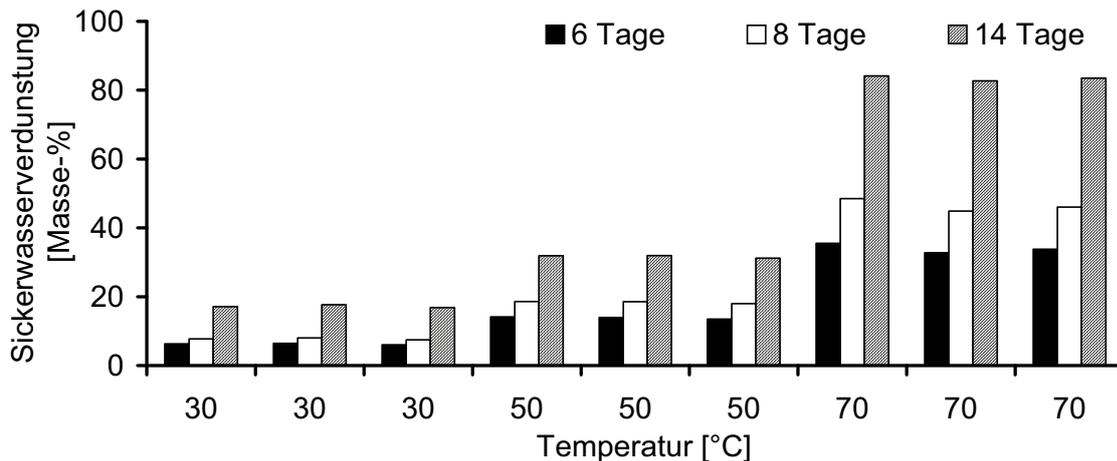


Abb. 31: Verdunstung sterilisierter Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.

Zusätzlich zur Sickerwasserverdunstung wurde die Veränderung der CSB-Konzentrationen in Folge der 14-tägigen Temperatureinwirkung gemessen. Dabei wurde festgestellt, dass die CSB-Konzentrationen sämtlicher Versuchsansätze am Ende dieser Untersuchung größer als zu Beginn (650 mg/l) waren und bei 30°C etwa 881 mg/l (Vk 0,01; n 3), bei 50°C ca. 939 mg/l (Vk 0,004; n 3) und bei 70°C ca. 3900 mg/l (Vk 0,22; n 3) betragen. Deshalb wurden die CSB-Frachten zu Versuchsbeginn und ende und deren Veränderung berechnet. Daraus ergab sich bei 30°C eine Verringerung der CSB-Frachten um 0,07 % (Vk 0,16; n 3), bei 50°C um 12,1 % (Vk 0,02; n 3) bzw. bei 70°C um 16,2 % (Vk 0,03; n 3) (Abb. 32).

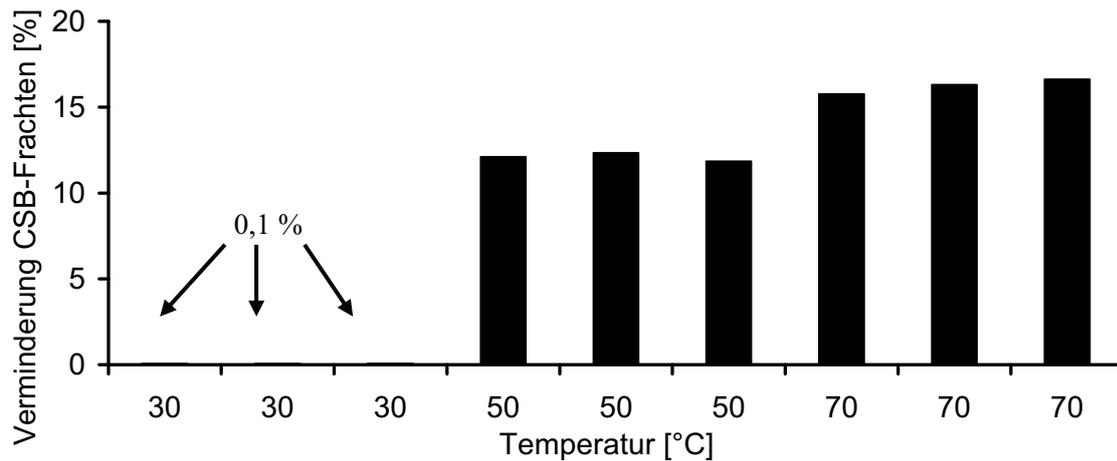


Abb. 32: Verminderung der CSB-Frachten in sterilisierten Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.

Nachfolgend wurde die biologische Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe dieses Sickerwassers (Nachrotte 1: 30 Rottemonate) in mikrobiellen Abbaueversuchen bei 30°C, 50°C und 70°C in belüfteten und unbelüfteten Varianten innerhalb von 14 Tage untersucht (Kapitel: 3.3; Abb. 4: V1/V2). Dabei wurde zunächst, wie für die Analysen der sterilisierten Sickerwasserproben, die Sickerwasserverdunstung gemessen. So hatte das Sickerwasser bei 30°C um durchschnittlich 16,4 Masse-% (Vk 0,13; n 12), bei 50°C um 34,0 Masse-% (Vk 0,07; n 12) und bei 70°C um 81,2 Masse-% (Vk 0,11; n 4) abgenommen (Abb. 33).

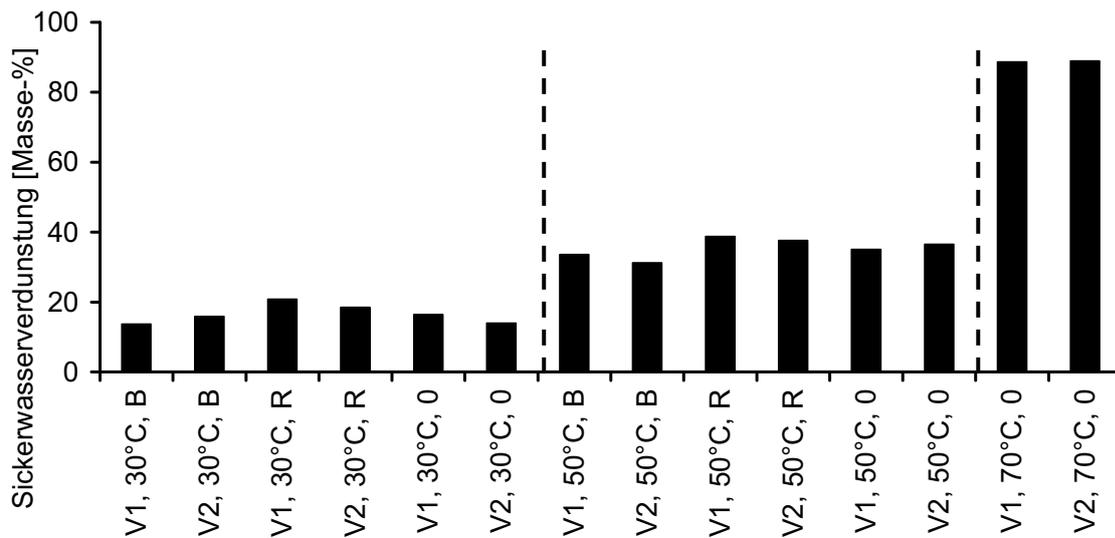


Abb. 33: Verdunstung von Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 nach 30 Rottemonaten während mikrobieller Abbauprobungen bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.

Der biologische Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe sollte für die mikrobiellen Abbauprobungen mit den CSB-Konzentrationen gemessen werden, die jedoch aufgrund der Sickerwasserverdunstung (Abb. 33) angestiegen waren. Deshalb wurden die CSB-Frachten berechnet und in Abb. 34 dargestellt. Daraus wird eine Verminderung der CSB-Frachten um durchschnittlich 24,9 % bei 30°C und bei 50°C ($V_k = 0,07$; $n = 10$) deutlich. Bei 70°C verringerten sich die CSB-Frachten nur um 16,2 % ($V_k = 0,01$; $n = 2$). Ein Trend zu einer stärkeren Verminderung der CSB-Frachten war bezüglich der Bläschen- (B) bzw. Rotationsbelüftung (R) der Varianten aufgrund von Abb. 34 nicht erkennbar. Die unbelüfteten Varianten hatten jedoch bei gleicher Versuchstemperatur kleinere Verringerungen der CSB-Frachten.

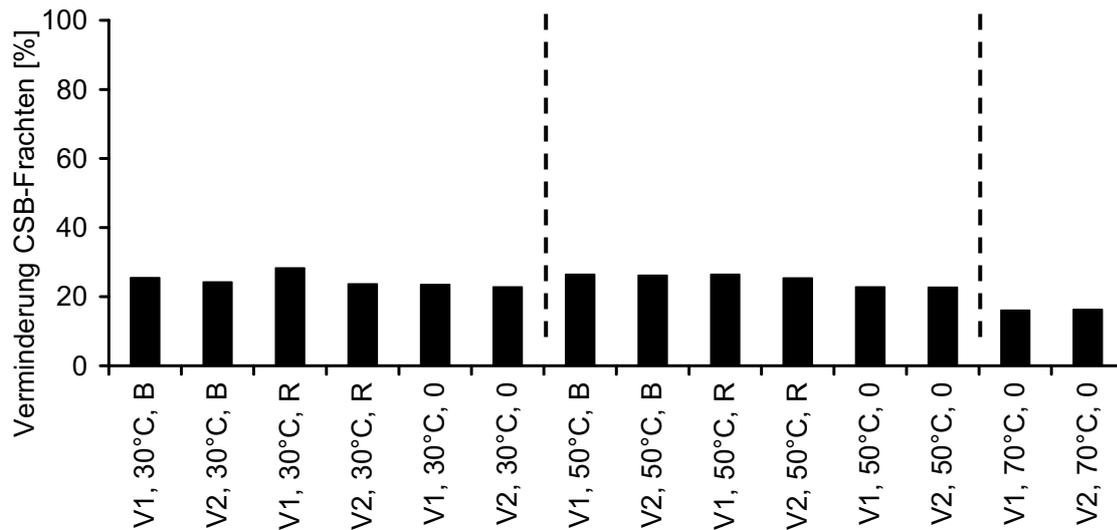


Abb. 34: Verminderung der CSB-Frachten in Proben von Sickerwasser aus Nachrotte I nach 30 Rottemonaten während mikrobieller Abbauprobungen bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.

Während der biologischen Abbauprobungen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe wurde des Weiteren die Anzahl lebensfähiger Mikroorganismen (KBE-Zahl) bei 30°C, 50°C und 70°C mit Plate-Count-Agar (Abb. 36: Beispiel) zu Versuchsbeginn und -ende bestimmt.

Da sich dabei die KBE-Zahlen erhöht und die Sickerwassermengen verringert hatten (Abb. 33), wurden die KBE-Frachten berechnet (Anhang Tab. 28: Spalte „KBE-F“ [%]) und deren Erhöhung in Abb. 35 dargestellt. Es wird deutlich, dass sich in sämtlichen Varianten bei 30°C die KBE-Frachten um ca. 10 % ($V_k = 0,09$; $n = 6$) verringert hatten (Abb. 35). Bei 50°C erhöhten sich die KBE-Frachten der Varianten in den belüfteten Versuchen (B, R) um ca. 300 % ($V_k = 0,03$; $n = 4$), in den unbelüfteten Versuchen (0) verringerten sie sich auf ca. 24 % ($V_k = 0,30$; $n = 2$) (Abb. 35). Für die Versuche bei 70°C verminderten sich die KBE-Frachten um fast 100 % ($V_k = 0,05$; $n = 2$) (Abb. 35).

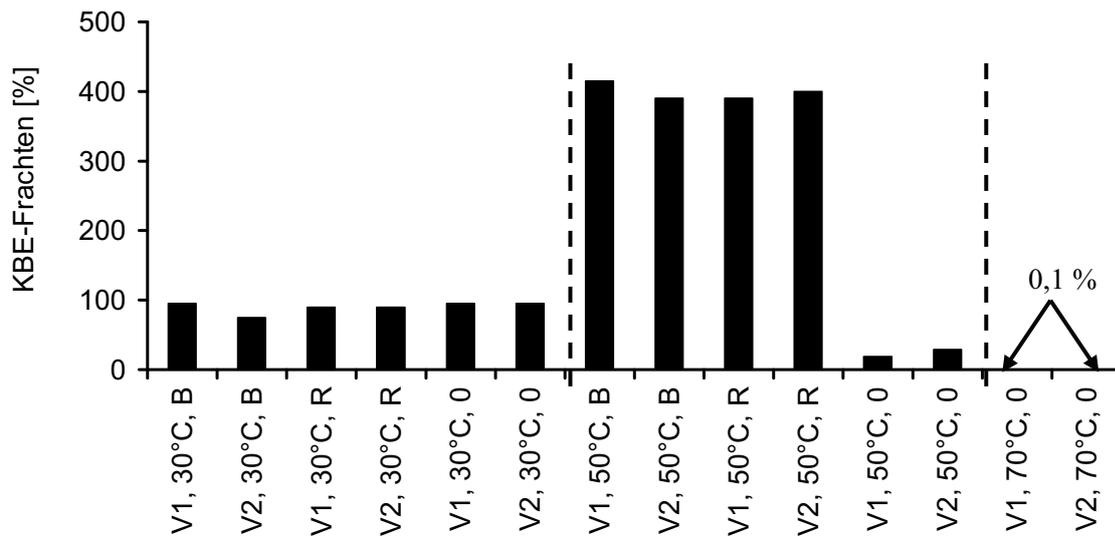


Abb. 35: KBE-Frachten in Proben von Sickerwasser aus Nachrotte 1 30 Rottemonaten nach 14-tägigen mikrobiellen Abbauersuchen bei 30°C, 50°C und 70°C mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung.



Abb. 36: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Plate-Count-Agar nach Inkubation bei 35°C.

Zusätzlich zu lebensfähigen Mikroorganismen (KBE-Zahl) wurden zu Beginn der Abbauersuche im untersuchten Sickerwasser mögliche Spezialisten wie Actinomyceten oder phenol-

abbauende Mikroorganismen für den Abbau refraktärer Substanzen (Kapitel: 2.7.2) untersucht.

So wurde zum Nachweis von Actinomyceten ein Antibiotica-Agar verwendet (Kapitel: 4.5.5). Nach einer vierwöchigen aeroben Inkubation bei 35°C und 50°C wurden sämtliche Kolonien mit Myzel bestimmt (Abb. 37: Beispiel). Die KBE betragen bei 35°C $5,8 \times 10^4$ bzw. bei 50°C $4,0 \times 10^2$.

Zum Nachweis phenolabbauender Mikroorganismen wurden zwei Phenol-Agar verwendet (Kapitel: 4.5.6). Dabei bildeten sich auf Phenol-Agar I (0,1 % Phenol) weiß- und gelbgefärbte Kolonien (Abb. 38: Beispiel) nach einer sechstägigen Inkubation bei 35°C, deren KBE $3,0 \times 10^4$ betrug. Auf Phenol-Agar II (1,0 % Phenol) war kein mikrobielles Wachstum nachweisbar.

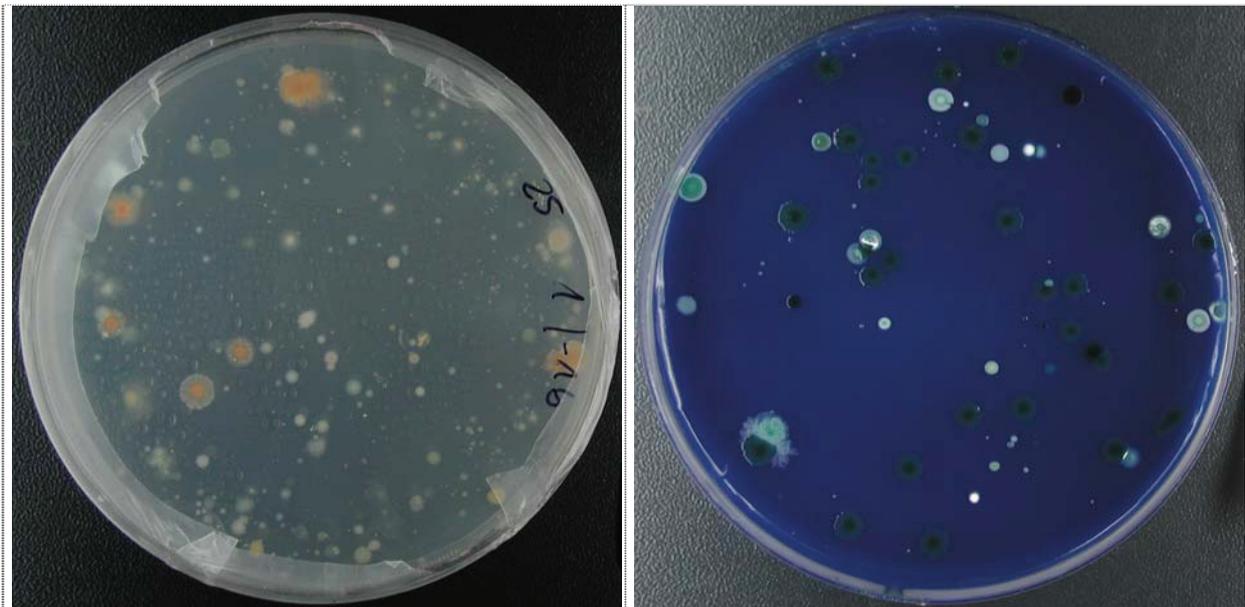


Abb. 37: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Antibiotica-Agar nach Inkubation bei 35°C.

Abb. 38: Kolonien von Mikroorganismen aus Sickerwasser von Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten auf Phenol-Agar I (0,1 % Phenol) nach Inkubation bei 35°C.

6 Interpretation und Schlussfolgerungen

6.1 Beurteilung der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf

Zur Beurteilung der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und der Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf wurden die den Kapiteln 5.1 bis 5.4 dargestellten Ergebnisse verwendet.

Für den Lysimeterversuch stellt dazu Abb. 39 die Differenz (ΔT) zwischen den arithmetisch gemittelten Rottetemperaturen im Lysimeter und den Umgebungstemperaturen dar, die zu Versuchsbeginn etwa 40°C betrug und sich danach tendenziell mit zunehmender Rottedauer bis zum 280. Rottetag auf 2,1°C verminderte. Dabei war der erneute Anstieg von ΔT nach dem 124. Rottetag verbunden mit der maximalen Temperaturdifferenz des Lysimeterversuchs von 50,2°C (148. Rottetag) auf die manuell angehobenen Temperaturmesslanzen der unteren und mittleren Lysimeterschicht (siehe Kapitel: 5.2.1) zurückzuführen. Nach dem 280. Rottetag kam es erneut zu einem Anstieg von ΔT mit einem relativen Maximum von 13°C am 320. Rottetag. Ursache für diese Erhöhung von ΔT nach mehr als neun Rottemonaten waren möglicherweise die nach 280 Rottetagen im April und Mai 2003 angestiegenen Umgebungstemperaturen, die zu einer Intensivierung der Rotteprozesse im Lysimeter nach wetterbedingter Verzögerung führten (SPILLMANN & COLLINS, 1979). Aufschluss darüber werden folgenden Betrachtungen zu den Rottetemperaturen, zur Abluftzusammensetzung und zum Wasserhaushalt geben. Nach dem 320. Rottetag verliefen die Rottetemperaturen parallel um ca. 7°C erhöht zu den Umgebungstemperaturen bis zum Versuchsende nach 363 Rottetagen. Insgesamt zeigen der Verlauf der Rottetemperaturen, die Temperaturschichtung (Kapitel 5.2.1, Abb. 9) und die Minimierung von ΔT innerhalb von etwa neun Rottemonaten einen typischen Rotteverlauf für statische, passiv belüftete Rottemieten an (JOURDAN et al., 1982; SPILLMANN et al., 1986; TURK, 1997). Dabei gehen keine Störungen des Rotteprozesses in Form sprunghafter Verminderungen der Rottetemperaturen (SPILLMANN & COLLINS, 1978) in Folge der zusätzlich zum Niederschlag zugeführten Sickerwässer hervor (Abb. 13).

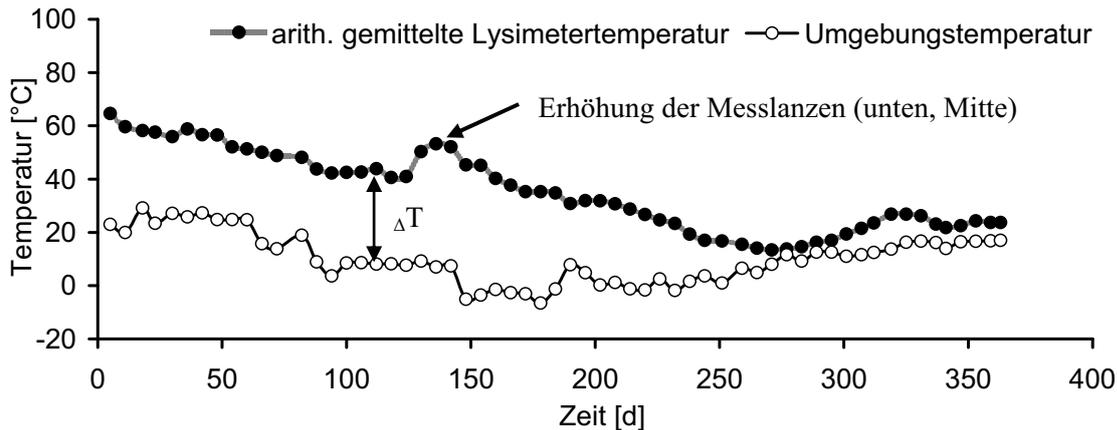


Abb. 39: Arithmetisch gemittelte Rottetemperaturen im Lysimeter während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf und Umgebungstemperaturen.

Um mögliche Ursachen für die Vergrößerung von ΔT zwischen dem 280. Rottetag und 320. Rottetag (Abb. 39) des Lysimeterversuchs zu finden, wurde der zeitliche Verlauf und die Intensität der biologischen Abbauvorgänge ermittelt. Dazu wurden für sämtliche Messtage die Temperaturdifferenzen ΔT (Abb. 39) jeweils mit der Anzahl der Rottetage (t_i) zwischen zwei Messungen multipliziert ($\Delta T \times t_i$) und damit das Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit als Summenkurve ($\Sigma (\Delta T \times t_i)$) in Abb. 40 dargestellt. Daraus geht hervor, dass diese Summenkurve für den gesamten Lysimeterversuch mit einer logarithmischen Regression ($y = 2953,91 \times \ln(x) - 8834,93$; $n = 60$) oder linearen Regression ($y = 26,54 \times x + 828,06$; $n = 60$) mit Korrelationskoeffizienten von $r = 0,93$ bzw. $r = 0,97$ gut beschrieben wird. Eine bessere Charakterisierung ergibt sich diesbezüglich durch eine Unterteilung des Lysimeterversuchs in drei zeitliche Rottephasen. So werden etwa die ersten vier Rottemonate bis zum 130. Rottetag durch einen starken, linearen Anstieg ($y = 32,2 \times x + 37,59$; $n = 21$) mit $r = 0,999$ gekennzeichnet (Abb. 41 a: Rottephase I). Dann folgen ein etwa dreimonatiger logarithmischer Verlauf bis zum 238. Rottetag ($y = 5842,6 \times \ln(x) - 23864,51$; $n = 18$) (Abb. 41 b: Rottephase II) mit $r = 0,997$ und eine erneute lineare Phase bis zum Versuchende, deren Anstieg im Vergleich zur ersten linearen Phase um 76 % kleiner war ($y = 7,61 \times x + 6317,0$; $r = 0,996$; $n = 21$) (Abb. 41 c: Rottephase III).

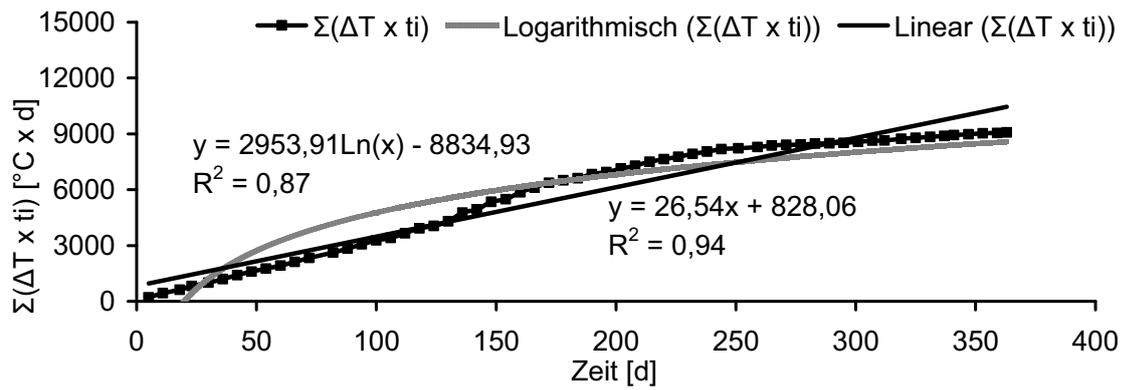


Abb. 40: Summenkurve des Integrals der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \Sigma (\Delta T \times t_i)$; ΔT : siehe Abb. 39, t_i = Rottetage zwischen zwei Temperaturmessungen) mit linearer und logarithmischer Regression während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

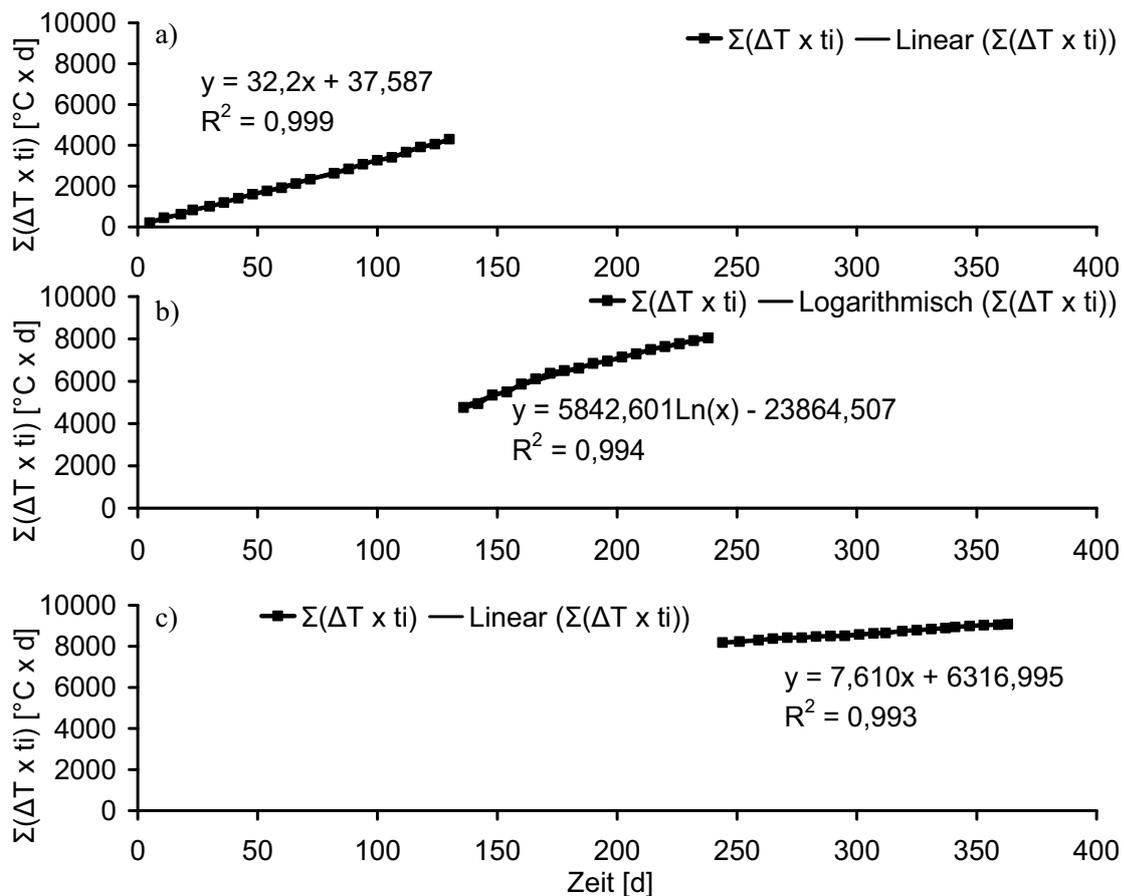


Abb. 41: Summenkurven der Integrale der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \Sigma (\Delta T \times t_i)$) mit linearen Regressionen a) Rottephase I bis 130. Rottetag und c) Rottephase III 238. Rottetag bis 363. Rottetag sowie b) Rottephase II mit logarithmischer Regression 130. Rottetag bis 238. Rottetag während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Temperaturdifferenzen bezogen auf einen Rottetag berechnet aus dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit ($\Sigma (\Delta T \times t_i)/t_i$) ergaben sich für Rottephasen I und II nahezu identische Werte von 32,2 bzw. 32,3 (Tab. 10). Deshalb ist die Rotte frischer Restabfälle in eine Intensivrottephase bis zum Ende des achten Rottemonats und eine nachfolgende Nachrottephase (Tab. 10: Rottephase III: 7,6) zu unterteilen. Bestätigt wird diese Aussage durch die Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR, für die eine nahezu konstante Differenz zwischen gemittelter Rottetemperatur und Umgebungstemperatur (ΔT) von 5°C bis 7°C vorlag (Abb. 10 a, b). Die Nachrotteversuche charakterisiert jeweils ein durchgehender linearer Verlauf der Integrale der Temperaturdifferenz über die Zeit (Abb. 42 a: $y = 5,96 \times x - 19,69$; $n = 178$ bzw. Abb. 42 b: $y = 6,64 \times x - 9,78$; $n = 370$) mit Korrelationskoeffizienten von $r = 1,0$ bzw. $r = 0,999$. Die durchschnittlichen

Temperaturdifferenzen bezogen auf einen Rottetag ($\Sigma (\Delta T \times t_i)/t_i$) betragen für die Nachrotteversuche 6,0 bzw. 6,6 (Tab. 10) und waren damit nur um etwa 17 % kleiner als für die Nachrottephase (Rottephase III) des Lysimeterversuchs. Aufgrund des sehr gleichmäßigen und parallelen Verlaufs der Rotte- und Umgebungstemperatur der Nachrotteversuche (Abb. 10) ist jedoch davon auszugehen, dass der Temperaturunterschied nicht aus einer abbaubedingten Wärmefreisetzung resultierte sondern technisch bedingt war. Als Ursache ist vermutlich der Wärmeübergang von der Kreiselpumpe auf das Wasser der Schlauchheizung der RSR (Abb. 3) und damit das Rottematerial zu sehen. Zur Bestätigung dieser Vermutung oder z.B. auch zur Aufklärung des erneuten Anstiegs von ΔT für den Lysimeterversuch zwischen dem 280. Rottetag und 320. Rottetag wurden die Abluftzusammensetzungen der Rotteversuche weitergehend untersucht.

Tab. 10: Berechnung durchschnittlicher Temperaturdifferenzen bezogen auf einen Rottetag aus dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit für die Rotteversuche.

| | Rottedauer [d = t_i] | $\Sigma (\Delta T \times t_i)$ | $(\Sigma (\Delta T \times t_i))/t_i$ |
|---------------------------------|---|--------------------------------|--------------------------------------|
| Lysimeterversuch Rottephase I | 130 | 4186,0 | 32,2 |
| Lysimeterversuch Rottephase II | 108 | 3491,3 | 32,3 |
| Lysimeterversuch Rottephase III | 125 | 951,3 | 7,6 |
| Nachrotteversuch 1 | 182 | 1084,17 | 6,0 |
| Nachrotteversuch 2 | 370 | 2456,06 | 6,6 |

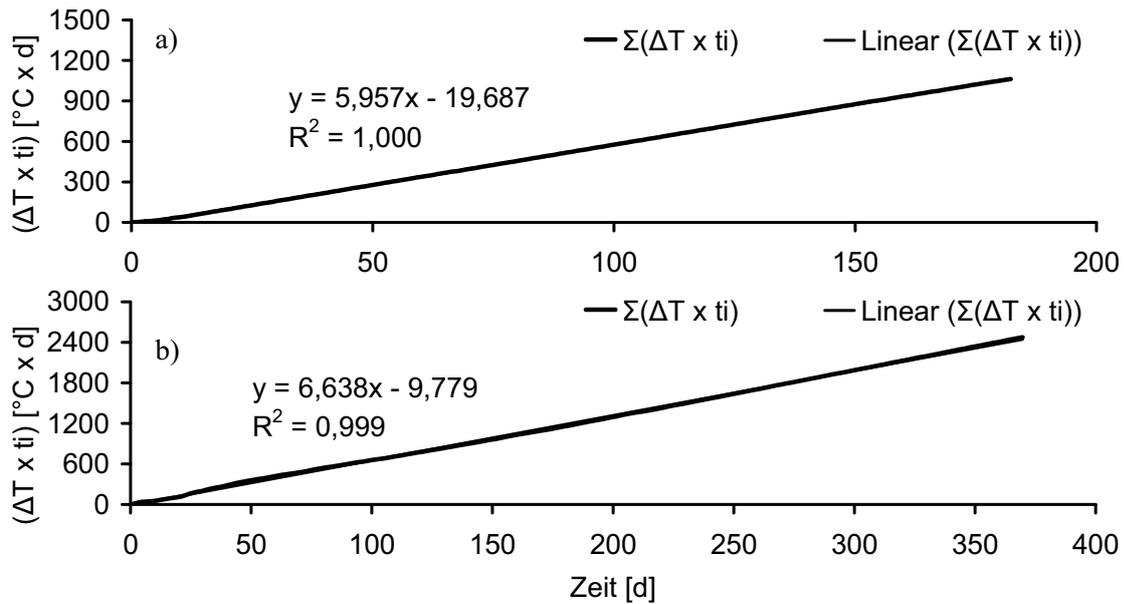


Abb. 42: Summenkurven der Integrale der Temperaturdifferenz über die Zeit ($= \sum (\Delta T \times t_i)$; ΔT : siehe Abb. 10, t_i = Rottetage zwischen zwei Temperaturmessungen) mit lineareren Regressionen für a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

Dazu stellt Abb. 43 für den Lysimeterversuch die arithmetisch gemittelten Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan im Vergleich zur Summe der Konzentrationen von Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid sowie zur Luftsauerstoffkonzentration (20,9 Vol.-%) dar. Es wird darin ein für Rotteprozesse typischer spiegelbildlicher Verlauf der Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidkonzentrationen (NIESE, 1978) deutlich. Außerdem gab es in Folge der dem Lysimeter zusätzlich zum Niederschlag zugeführten Sickerwässer (Abb. 13) keine Störungen des Rotteprozesses gekennzeichnet durch höhere Methankonzentrationen (Kapitel: 5.3.1, Abb. 11: nur vereinzelte Methangehalte von bis zu 0,7 Vol.-%) aufgrund von Vernässungen der Rottematerialien (Abb. 14: Wassergehalte maximal 45 Masse-%). Des Weiteren kam es nicht zu für Rotteprozesse ungenügenden Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 5 Vol.-% bis 10 Vol.-% (UPDEGRAFF, 1972; FINSTEIN, 1993; STOCKINGER & CUHLS, 2002).

Abb. 43 zeigt des Weiteren, dass bis etwa zum 60. Rottetag die Summe der Konzentrationen von Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid um bis zu 2 Vol.-% kleiner als die Luftsauerstoffkonzentration war und danach bis etwa zum 112. Rottetag um bis zu 1,3 Vol.-% oberhalb dieser Kurve (20,9 Vol.-%) verlief. Da Luftsauerstoff während aerob-biologischer Abbauprozesse sehr schnell in Kohlenstoffdioxid umgesetzt wird (STEGMANN, 1981), geht aus diesem Ver-

lauf hervor, dass während der ersten drei Rottemonate zunächst mehr Sauerstoff verbraucht als Kohlenstoffdioxid gebildet und Kohlenstoffdioxid danach bis zum 110. Rottetag verstärkt freigesetzt wurde. Da die Summe der Konzentrationen von Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid nach dem 112. Rottetag bis zum Versuchsende nur noch geringfügig um maximal 0,5 Vol.-% um den Luftsauerstoffgehalt schwankte, lässt sich in Übereinstimmung zu den Rottetemperaturen (Abb. 41 a: 130 Rottetage) auch aufgrund der Abluftzusammensetzung eine erste intensive Rottephase von ca. vier Rottemonaten bis zum 112. Rottetag abgrenzen. Insbesondere der weitere, stark schwankende Verlauf der gemittelten Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen zwischen dem 112. Rottetag und dem 251. Rottetag sprechen für eine zweite intensive Rottephase, die sich wiederum mit Rottephase II deckt (Tab. 10: Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit).

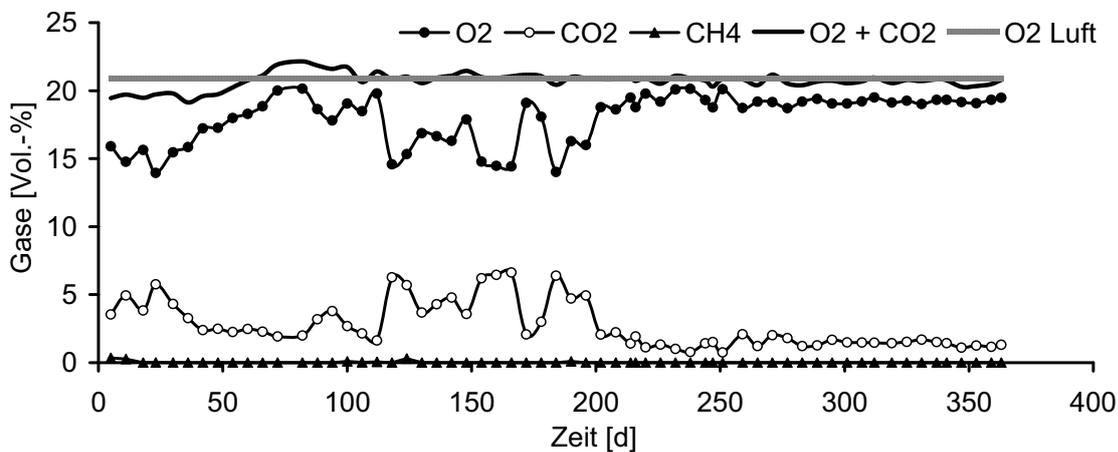


Abb. 43: Arithmetisch gemittelte Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter im Vergleich zur Summe der Konzentrationen aus Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid sowie zur Luftsauerstoffkonzentration (20,9 Vol.-%).

Unterstützt wird diese Aussage durch die in Abb. 44 und Abb. 45 dargestellten Summenkurven der relativen Kohlenstoffdioxidfreisetzung ($\sum (CO_2 \times t_i)$) zur Charakterisierung des Verlaufs des Abbaues organischer Restabfallbestandteile während des Lysimeterversuchs. Durch logarithmische ($y = 310,90 \times \ln(x) - 935,86$; $n = 61$) bzw. lineare Regression ($y = 2,85 \times x + 70,89$; $n = 61$) ist dabei der gesamte Lysimeterversuch aufgrund von Korrelationskoeffizienten von $r = 0,92$ bzw. $r = 0,979$ bereits gut beschrieben. Wird der Lysimeterversuch jedoch in Anlehnung an die Rottetemperaturen in drei Phasen unterteilt, ergeben sich aus Abb. 45 noch engere Zusammenhänge. So zeigt Abb. 45 a für den Verlauf der relativen

Kohlenstoffdioxidfreisetzung bis zum 112. Rottetag einen steilen linearen Anstieg ($y = 2,81 \times x + 33,37$; $r = 0,989$; $n = 17$), gefolgt von einer logarithmischen Phase (Abb. 45 b: $y = 654,06 \times \ln(x) - 2741,28$; $r = 0,989$; $n = 24$) zwischen dem 112. Rottetag und dem 250. Rottetag und einer erneuten linearen Phase (Abb. 45 c: $y = 1,48 \times x + 458,85$; $r = 0,999$; $n = 20$) bis zum Versuchsende.

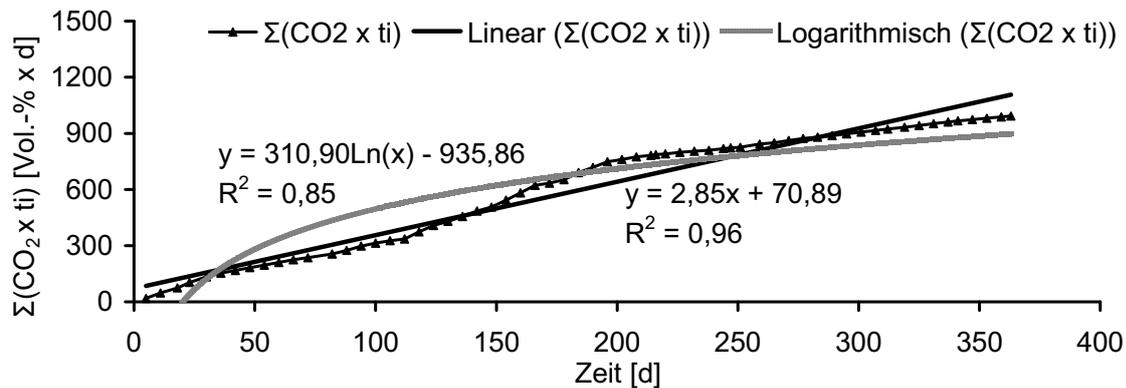


Abb. 44: Summenkurve der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \Sigma (CO_2 \times t_i)$; CO_2 : siehe Abb. 43, t_i = Rottetage zwischen zwei Gasmessungen) während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Wird die relative Kohlenstoffdioxidabgabe wiederum auf einen Rottetag bezogen ($\Sigma (CO_2 \times t_i)/t_i$) (Tab. 11), bestätigt sich die bereits aufgrund der Rottetemperaturen festgestellte Zusammenfassung der intensiven Rottephasen I und II mit Koeffizienten von 2,8 bzw. 3,5 (Tab. 11) bis etwa zum Ende des achten Rottemonats. Zusätzlich dazu lässt sich Rottephase III aufgrund eines durchschnittlich um mehr als 50 % verminderten Koeffizienten von 1,5 (Tab. 11) als nachfolgende Nachrottephase abgrenzen. Somit zeigt die geringe Kohlenstoffdioxidabgabe nach etwa acht Rottemonaten eine biologische Stabilität der Restabfälle an, die der Verlauf der im Folgenden dargestellten Gaszusammensetzung der Nachrotteversuche bestätigt. D.h. auch, dass aus dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit und der Kohlenstoffdioxidabgabe aus dem Lysimeter während der Nachrottephase keine erneute Steigerung der biologischen Abbauaktivität als Ursache des gestiegenen ΔT zwischen dem 280. Rottetag und dem 320. Rottetag abgeleitet werden kann.

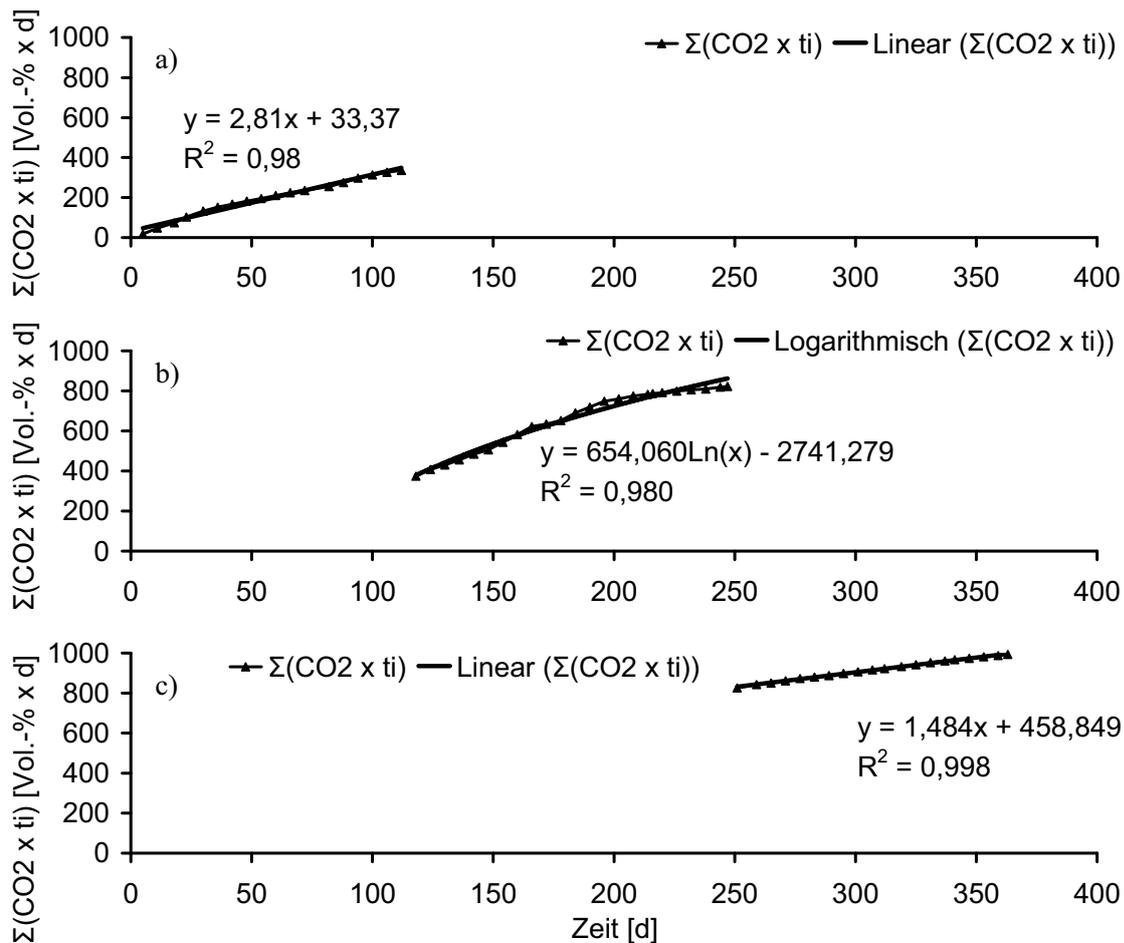


Abb. 45: Summenkurven der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \Sigma (CO_2 \times t_i)$) mit linearen Regressionen a) Rottephase I bis 112. Rottetag und c) Rottephase III 251. Rottetag bis 363. Rottetag sowie b) Rottephase II mit logarithmischer Regression 112. bis 250. Rottetag während der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Abb. 46 a, b stellen die Summenkurven aus Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidgehalten der Nachrotteversuche in Beziehung zum Luftsauerstoff (20,9 Vol.-%) dar und zeigen einen identischen Verlauf, da nur ein minimaler Sauerstoffverbrauch bei gleichzeitiger geringfügiger Kohlenstoffdioxidbildung vorkam (siehe auch Abb. 12 a, b). Deshalb charakterisieren diese Rotteversuche lineare Verläufe der Kohlenstoffdioxidabgabe (Abb. 47 a: $y = 0,47 \times x - 12,26$; $n = 91$ bzw. Abb. 47 b: $y = 0,41 \times x - 6,58$; $n = 371$) mit Korrelationskoeffizienten von $r = 0,966$ bzw. $r = 0,989$. Auffällig ist jedoch ein wellenartiger Verlauf der Kurven der Kohlenstoffdioxidabgabe, der mit polynomischen Regressionen (Gleichungen siehe Abb. 47 a, b) mit höheren Korrelationskoeffizienten von jeweils $r = 0,996$ am besten beschrieben werden kann.

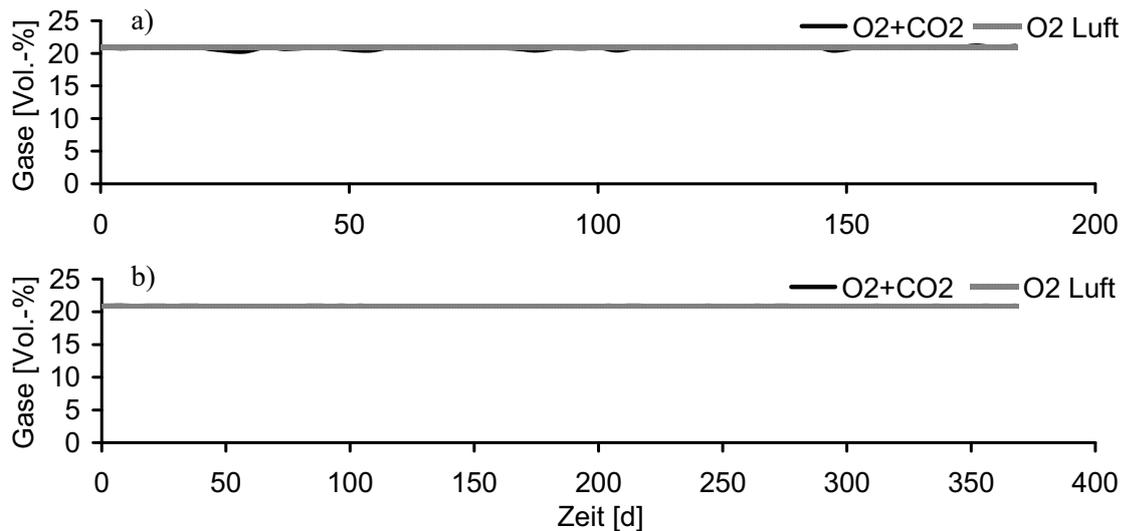


Abb. 46: Summe der Konzentrationen der Gase Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid im Vergleich zur Luftsauerstoffkonzentration (20,9 Vol.-%) während a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabiler Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

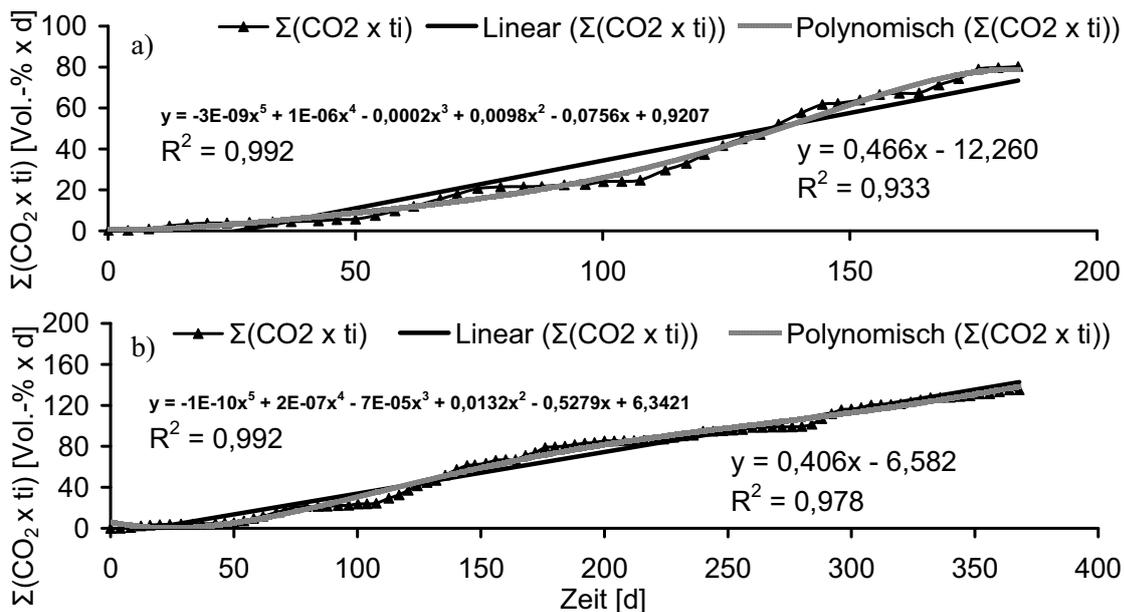


Abb. 47: Summenkurven der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe ($= \Sigma (CO_2 \times t_i)$) mit linearen und polynomischen Regressionen für a) Nachrotteversuch 1 und b) Nachrotteversuch 2 stabiler Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

Das bedeutet, dass während der Nachrotteversuche mit stabilisierten Restabfällen intervallhaft geringfügig höhere Mengen Kohlenstoffdioxid freigesetzt wurden. Ursache dafür kann ein sukzessiver, z.B. mit den Rottetemperaturen nicht erfassbarer Abbau verbliebener organischer

Restabfallbestandteile der zweijährig aerob-biologisch (vor-) stabilisierten Restabfälle gewesen sein, trotz vorwiegend nicht oder nur schwer biologisch abbaubarer Bestandteile (Abb. 8) und einer für behandelte Restabfälle (FRICKE et al., 2002 a: AT_4 2 mg O_2 /g TS bis 5 mg O_2 /g TS) vergleichsweise geringen Atmungsaktivität in vier Tagen (AT_4) von etwa 1 mg O_2 /g TS ($n = 3$, $V_k = 0,37$).

Tab. 11: Berechnung der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe bezogen auf einen Rottetag für die Rotteversuche.

| | Rottedauer [d = t_i] | $\Sigma (CO_2 \times t_i)$ | $(\Sigma (CO_2 \times t_i))/t_i$ |
|---------------------------------|---|--|--|
| Lysimeterversuch Rottephase I | 112 | 315 | 2,8 |
| Lysimeterversuch Rottephase II | 136 | 472 | 3,5 |
| Lysimeterversuch Rottephase III | 115 | 171 | 1,5 |
| Nachrotteversuch 1 | 182 | 85 | 0,5 |
| Nachrotteversuch 2 | 370 | 150 | 0,4 |

Bezogen auf einen Rottetag hatte die Kohlenstoffdioxidabgabe der Nachrotteversuche Koeffizienten von 0,5 bzw. 0,4 (Tab. 11), die damit um Faktor 3 kleiner als für die Nachrottephase des Lysimeterversuchs (Rottephase III) waren. Das bedeutet, dass die biologische Stabilisierung der rottenden Restabfälle im Lysimeterversuch nach etwa einem Jahr noch nicht abgeschlossen war (SPILLMANN & COLLINS, 1979). Da die durchschnittliche Temperaturdifferenz bezogen auf einen Rottetag der Nachrotteversuche im Vergleich zur Nachrotte (Rottephase III) des Lysimeterversuchs nur um etwa 17 % (Tab. 10) kleiner war, der diesbezügliche Wert für die Kohlenstoffdioxidabgabe aber Faktor 3 betrug (Tab. 11), wird die Vermutung von oben bestätigt, dass die Differenz aus Rotte- und Umgebungstemperatur der Nachrotteversuche technisch bedingt war.

Zur weitergehenden Beurteilung der Rotteversuche und z.B. zur Aufklärung der Ursachen des wellenartigen Verlaufs der relativen Kohlenstoffdioxidabgabe der Nachrotteversuche wurde der Wasserhaushalt mit den in Gl. 3 dargestellten Größen untersucht (SPILLMANN, 1988: umgestellt nach Verdunstung; ergänzt mit Kreislaufsickerwasser; ohne Konsolidierungswasser, da kein Klärschlamm verwendet).

Gl. 3

$$Vd = N + K + We + R - A$$

| | |
|----------------|---|
| Vd | Verdunstung, |
| N | Niederschlag, |
| K | Kreislaufsickerwasser, |
| W _E | Wassereigenproduktion aus Dissimilation im Rottematerial, |
| R | Wasserrückhalt im Rottematerial, |
| A | Sickerwasserabfluss. |

Für den Lysimeterversuch wurden deshalb die Niederschläge, die abgeflossenen Sickerwässer und die Kreislaufsickerwässer bezogen auf l/m² als Summenkurven in Abb. 48 dargestellt. Daraus wird deutlich, dass die Niederschläge mit 557 l/m² im Vergleich zu den Kreislaufsickerwässern (76 l/m²) den Hauptanteil von ca. 87 % am gesamten Wasserinput (633 l/m²) in das Lysimeter hatten. Dabei floss bis zum Versuchsende mit 81 l/m² und damit 12,7 % (Abb. 48: Pfeil 1) vergleichsweise wenig Sickerwasser (STEGMANN & KNOCH, 1975; SPILLMANN & COLLINS, 1978: 18 % bis 24 %) in Beziehung zu den dem Lysimeter zugeführten Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer ab. Das restliche Wasser (552 l/m²) (Abb. 48: Pfeil 2) war während des Versuchs entweder von der Lysimeteroberfläche verdunstet bzw. wurde im Rottematerial zurückgehalten. Die Differenz aus den Summenkurven der abgeflossenen Sickerwässer und der Kreislaufsickerwässer zeigt, dass das gebildete Sickerwasser jederzeit fast vollständig zur Befeuchtung des Lysimeters verwendet wurde. Deshalb war nur während der Wintermonate (Ende Februar) ein maximales Sickerwasserzwichenspeichervolumen von etwa 17 l/m² (Abb. 48: Pfeil 3) bei einer Ausgangshöhe des Lysimeters von 1,8 m notwendig.

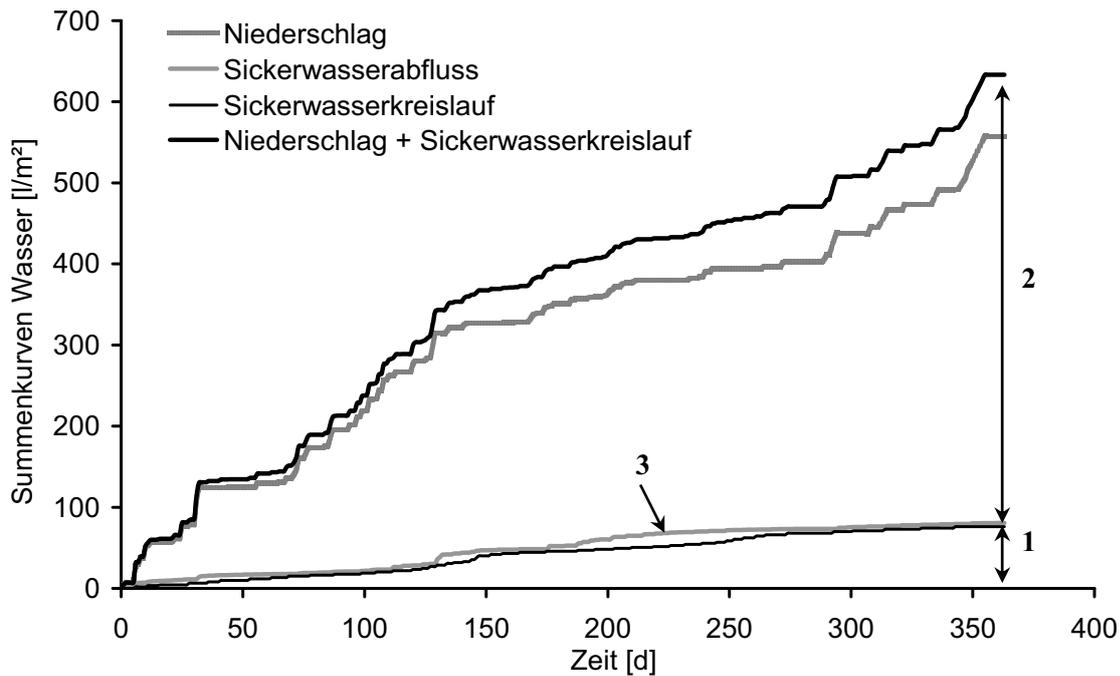


Abb. 48: Summenkurven für Niederschlags-, Sickerwasserabfluss- und Sickerwasserkreislaufwasser für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Um die Verdunstung der Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer vom Wasserrückhalt in den Rottematerialien abzugrenzen, wurde eine vereinfachte klimatische Wasserbilanz für den Lysimeterversuch nach SPILLMANN (1988) erstellt. Dazu wurden die in Abb. 49 gezeigten Summenkurven aus Tageswerten (Abb. 13) für die zugeführten Niederschlagswässer (N_i) bzw. Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer ($N_i + K_i$) abzüglich einer maximal möglichen Verdunstung (V_{pot}) von 5 mm pro Tag berechnet ($\sum (N_i - V_{pot})$ bzw. $\sum (N_i + K_i - V_{pot})$). Es wird deutlich, dass die potentielle Verdunstung bis auf einzelne Versuchstage (Abb. 49: Beispiele mit Pfeilen gekennzeichnet) ständig größer als die Niederschlagswassermengen bzw. Niederschlags- und Kreislaufsickerwassermengen waren. Deshalb verlief die klimatische Wasserbilanz des Lysimeterversuchs ausschließlich mit linearem Trend im negativen Bereich ($\sum (N_i + K_i - V_{pot})$: $y = -3,49 \times x + 75,88$, $r = 0,995$, $n = 364$ bzw. $\sum (N_i - V_{pot})$: $y = -3,72 \times x + 76,28$, $r = 0,996$, $n = 364$). D.h. auch, dass die zusätzlich zu den Niederschlagswässern zurückgeführten Kreislaufsickerwässer diesen Trend nur um ca. 6 % am Versuchsende vermindert hatten ($\sum (N_i - V_{pot}) = -1263 \text{ l/m}^2$ zu $\sum (N_i + K_i - V_{pot}) = -1187 \text{ l/m}^2$) (Abb. 49).

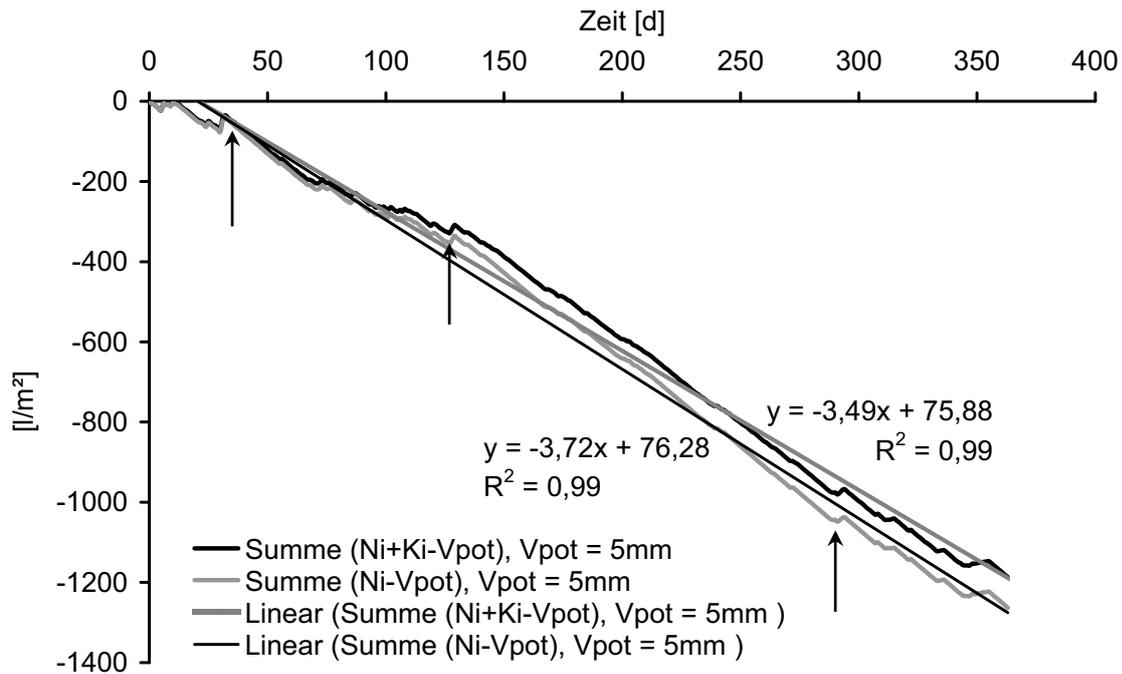


Abb. 49: Berechnete klimatische Wasserbilanz für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Für das Eindringen von Niederschlags- und Kreislaufsickerwassermenge in das Lysimeter, war die Aufeinanderfolge der Regen- oder Sickerwasserkreislaufereignisse entscheidend. Deshalb wurde aus der in Abb. 49 dargestellten klimatischen Wasserbilanz ($\Sigma (N_i + K_i - V_{pot})$) eine Summenkurve gebildet, die sämtlich Anstiege, aber nach Niederschlagsereignissen bzw. Kreislaufsickerwassergaben nur eine maximale Verdunstung von 20 mm einschloss (SPILLMANN, 1988). Daraus ergab sich die in Abb. 50 dargestellte Wassereintragskurve, die zeigt, dass von 633 l/m² Niederschlags- und Kreislaufsickerwässern nur etwa 36 l/m², also ca. 5,7 %, in das Lysimeter infiltriert waren. Damit steigt der Verdunstungsanteil um ca. 7 % auf etwa 94 % im Vergleich zu der aus Abb. 48 hervorgehende Verdunstungsrate von 87 %.

Abb. 50 verdeutlicht somit, dass in das Lysimeter nur Wasser nach dem siebten, 37. Rottetag, 75. Rottetag und 349. Rottetag eingedrungen war. Da jedoch nach 112 Rottetagen und 130 Rottetagen Sickerwasserabflussspitzen (Abb. 13) und nach vier Rottemonaten (120 Rottetage) erhöhte Wassergehalte (im Vergleich nach zwei Rottemonaten) in den unteren Schichten des Lysimeters (Abb. 14) gemessen wurden, ist von einem unbestimmt zeitversetzten Durch- und Abfluss von in das Lysimeter eingedrungenen Wässern auszugehen.

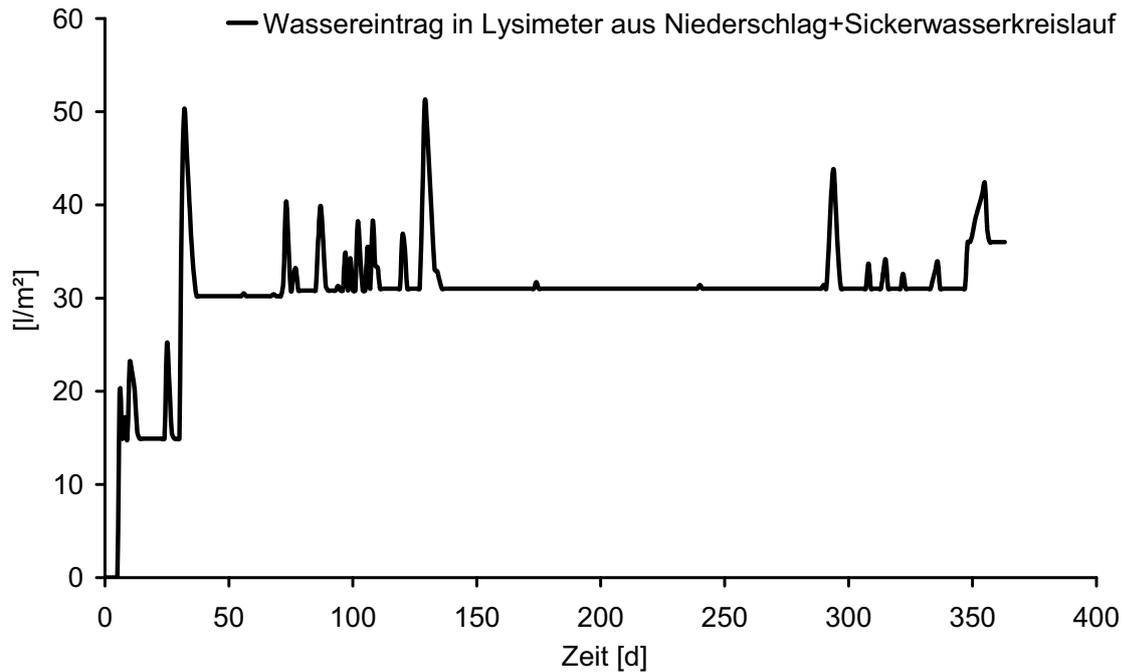


Abb. 50: Berechneter Eintrag von Niederschlags- und Kreislaufwasser für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Beleg für einen zeitlich verzögerten Durch- und Abfluss der in das Lysimeter eingedrungenen Wässer sind die Korrelationen in Abb. 51, die keinen Zusammenhang zwischen Tageswerten der Summe aus Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser und Sickerwasserabfluss zeigen (Abb. 51 a), selbst bei einem im Vergleich zum Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser um ein, zwei oder drei Rottetage zeitversetzten Sickerwasserabfluss (Abb. 51 b, c, d). Aufgrund der diesbezüglich fehlenden Zusammenhänge kann auch ein sofortiges Durchlaufen von Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser in bevorzugten Kanälen (Kurzschlussströmung) (SPILLMANN & COLLINS, 1979; CORD-LANDWEHR, 1986; HEYER et al., 2000; EHL et al., 2004) ausgeschlossen werden.

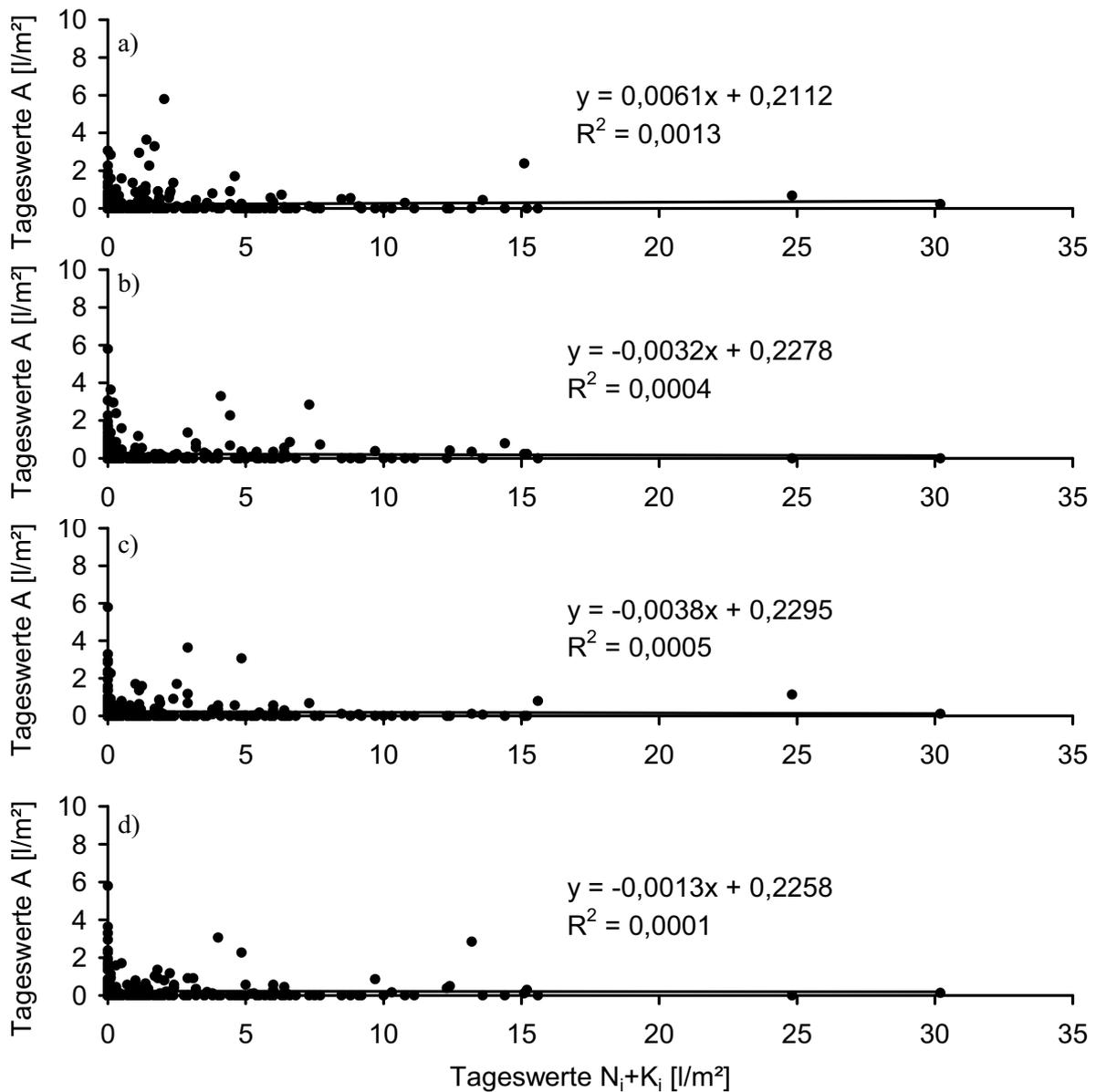


Abb. 51: Korrelationen der Tageswerte von Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser ($N_i + K_i$) zu Sickerwasserabfluss (A) a) ohne Zeitversatz, b) ein Tag Zeitversatz, c) zwei Tage Zeitversatz und d) drei Tage Zeitversatz.

Die Differenz (Gl. 3) aus abgeflossenem Sickerwasser (Abb. 48: 81 l/m²) und dem eingedrungenen Niederschlags- und Kreislaufsickerwasser (Abb. 50: 36 l/m²) ergibt eine rechnerische Wassereigenproduktion von ca. 45 l/m² während der aeroben Abbauprozesse im Lysimeter. Unter Zugrundlegung eines „Modell“-Restabfalls verbunden mit der Bildung von 615 g Dis-simulationswasser je 1 kg oTS (BÖNING & DOEDENS, 2002) war für den Lysimeterversuch eine Wassereigenproduktion von 39,5 l/m³ bis 58,6 l/m³ (Tab. 12: Spalten a und b) in Abhängigkeit des angenommenen Anteils von 33 % oTS bzw. 49 % oTS der unbehandelten Restabfälle und bei einem 72 %-igen aerob-biologischen oTS-Abbau (FRICKE et al., 2002 a) mög-

lich. Da das Lysimeter zu Versuchsbeginn eine Mietenhöhe von 1,8 m hatte, betrug die Eigenwasserproduktion somit 71,0 l/m² bis 100,5 l/m² (Tab. 12: Spalten a und b) und war damit um mehr als 38 % größer als die oben berechnete Differenz von 45 l/m² eingetragener Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer und abgeflossenem Sickerwasser. Da dieses Wasser nicht abgeflossen war, ist die Verdunstung während des Lysimeterversuchs wahrscheinlich um 26 l/m² bis 56 l/m² aus der Wassereigenproduktion zu erhöhen und betrug damit 623 l/m² (633 l/m² 36 l/m² + 26 l/m²) bis 653 l/m² (633 l/m² 36 l/m² + 56 l/m²). Zur Bestätigung dieser Aussage musste jedoch zusätzlich dazu der Wasserrückhalt in den Rottematerialien untersucht werden.

Tab. 12: Berechnung der Wassereigenproduktion für die Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter mit 33 % oTS Spalte (a) und 49 % oTS Spalte (b).

| | Einheit | (a) | (b) |
|-----------------------------|--------------------------|--------------|---------------|
| Anfangsschüttdichte | Mg FS/m ³ | 0,45 | 0,45 |
| Anteil TS (WG = 40 Masse-%) | % TS | 60 | 60 |
| TS | Mg TS/m ³ | 0,27 | 0,27 |
| Anteil oTS | % oTS | 33 | 49 |
| oTS | Mg oTS/m ³ | 0,09 | 0,13 |
| Anteil Abbau oTS | % oTS | 72 | 72 |
| Abbau oTS | kg/m ³ oTS | 64,15 | 95,26 |
| Anteil Wasser Abbau oTS | kg Wasser/kg oTS | 0,62 | 0,62 |
| Wasser Abbau oTS | kg Wasser/m ³ | 39,45 | 58,58 |
| Lysimetermietenhöhe | m | 1,8 | 1,8 |
| Wasser Abbau oTS | kg Wasser/m ² | 71,02 | 105,45 |

Die Wassergehalte der rottenden Restabfälle nahmen während des Lysimeterversuchs, wie in Abb. 14 dargestellt, tendenziell ab und waren am Versuchsende nur in den oberen Schichten bis 0,5 m Tiefe größer als zu Versuchsbeginn. D.h., dass sämtliche zu Versuchsbeginn vorhandenen, während des Lysimeterversuchs gebildeten Dissimilationswässer oder eingedrun- genen Wässer verdunstet oder abgeflossen waren und nur in den oberen Schichten bis 0,5 m Tiefe ein erhöhter Wasserrückhalt bestand. Für das gesamte Lysimeter war der Wasserrück- halt aufgrund einer Verringerung der absoluten Wassermenge mit - 60,3 l/m² negativ (Tab. 13) im Vergleich zum Ausgangszustand mit einem Ausgangswassergehalt von 40 Masse-%. Deshalb war die Verdunstung zusätzlich zu dem aus der Wassereigenproduktion (durch- schnittlich: 41 l/m² (26 l/m² + 56 l/m²)/2) dargestellten Anteil weiter um diesen Wert auf durchschnittlich ca. 698 l/m² (633 l/m² 36 l/m² + 41 l/m² + 60 l/m²) für den einjährigen Lysimeterversuch zu erhöhen (Abb. 52).

Tab. 13: Berechnung des Wasserrückhalts der Rottematerialien für die Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

| Schichtdicke [m] | Wassergehalt [Masse-%] | Dichte [Mg/m ³] | Volumen [m ³] | Masse [Mg] | Wasser [Mg] |
|----------------------------------|---------------------------|--------------------------------|------------------------------|---------------|----------------|
| 0,5 | 42,2 | 0,6* | 22,1 | 13,3 | 5,6 |
| 0,25 | 33,8 | 0,6* | 11,0 | 6,6 | 2,2 |
| 0,25 | 29,8 | 0,6* | 11,0 | 6,6 | 2,0 |
| 0,25 | 11,8 | 0,6* | 11,0 | 6,6 | 0,8 |
| Summe | | | | | 10,6 |
| 1,25 | 40 | 0,6* | 55,2 | 33,1 | 13,3 |
| Differenz | | | | | 2,7 |
| Verlust** in [l/m ²] | | | | | 60,3 |

* = mittlere Dichte am Versuchsende bei Rotteverlust 10 Masse-% TS.

** = bei 44,2 m² Lysimetergrundfläche.

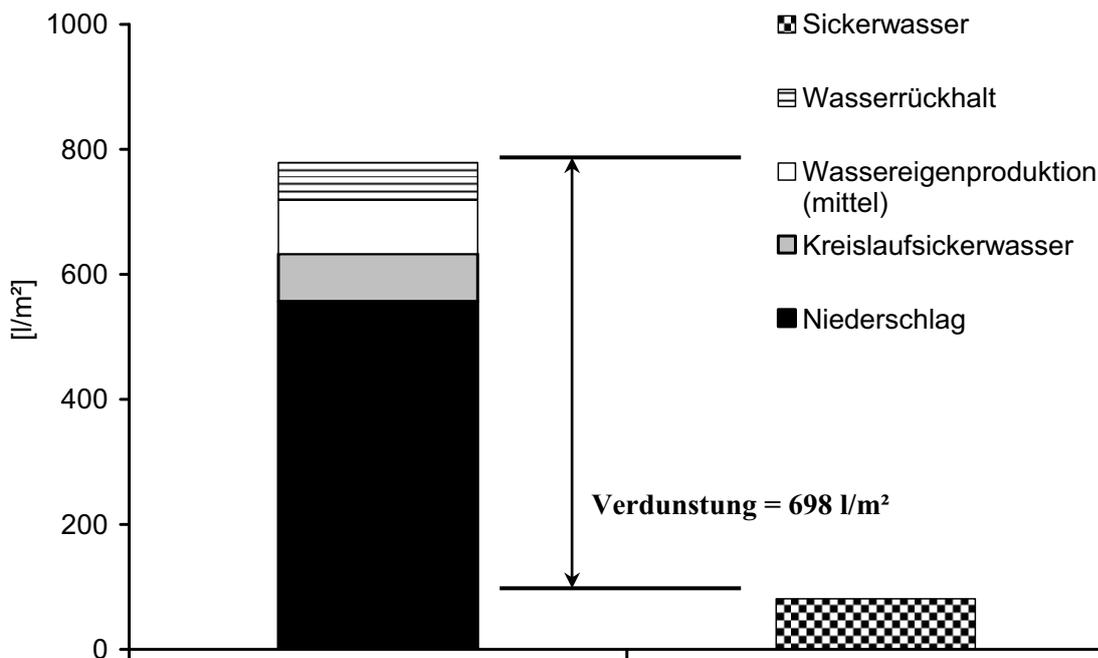


Abb. 52: Berechnete Verdunstung während der einjährigen Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Somit war die hohe Verdunstung von ca. 700 l/m² (Abb. 52) während des Lysimeterversuchs für die Austrocknung der rottenden Restabfälle (Kapitel: 5.4.1) verantwortlich, da Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer nur in geringem Umfang in das Lysimeter eindringen konnten und außerdem die zu Versuchsbeginn in den Restabfällen enthaltenen Wässer (Wasserrückhalt) sowie die gebildeten Dissimilationswässer (Wassereigenproduktion) verdunste-

ten. Zusätzlich zur Verdunstung bewirkte die passive Belüftung mit kontinuierlichem Luftzutritt an der Lysimeterbasis insbesondere die starke Austrocknung in den unteren Schichten (Abb. 14) (PIERAU, 1969; RICHARD, 1992; TURK, 1997), wo Wassergehalte von kleiner als 20 Masse-% vorlagen, die mikrobielle Abbauprozesse limitieren oder verhindern (NIESE, 1978; HAMODA et al., 1998; LOTT FISCHER et al., 2001). Deshalb sollte z.B. durch eine Unterflur-Rückführung von Sickerwässern mit zusätzlichen Bewässerungsdränagerohren (Abb. 53: Beispiel), die gleichzeitig eine geruchsfreie Sickerwasserverrieselung ermöglicht (CORD-LANDWEHR, 1986), die Austrocknung offener, statisch betriebener Restabfallrottemieten mit passiver Belüftung vermieden werden. Damit könnten insbesondere die unteren austrocknungsgefährdeten Mietenschichten befeuchtet und eine Vernässung der oberen Bereiche, die zu einer Sauerstofflimitierung verbunden mit der Ausbildung anaerober Zonen (SCHEELHAASE et al., 2003) aufgrund der Begrenzung des Luftporenvolumens (FRICKE et al., 2002 b) führen kann, verhindert werden. Für den Lysimeterversuch kamen bereits mit einer Jahresniederschlagsmenge von 557 l/m^2 und einer Kreislaufsickerwassermenge von 76 l/m^2 Wassergehalte von bis zu 45 Masse-% in den oberen Schichten der rottenden Restabfälle vor. Deshalb sind offene Rottemieten in Gebieten mit höheren als den untersuchten, z.B. saisonalen Niederschlagsmengen (Kapitel: 2.4.1) zu überdachen, das Niederschlagswasser zu sammeln und dosiert zurückzuführen,

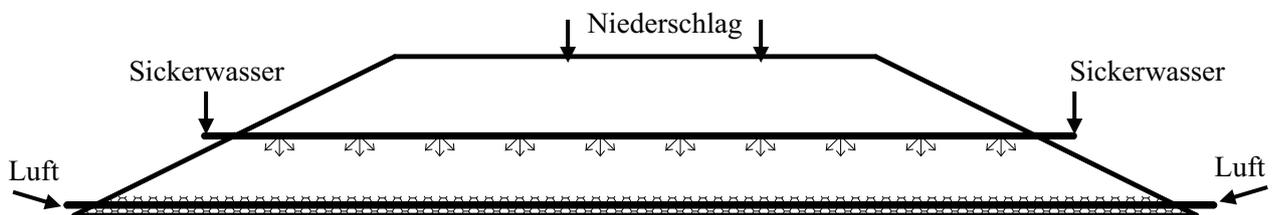


Abb. 53: Unterflur-Sickerwasserrückführung in statisch betriebene, passiv belüftete Restabfallrottemiete mit zusätzlichen Bewässerungsdränagerohren (Seitenansicht).

Der Wasserhaushalt der Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR wurde wie der Lysimeterversuch nach Gl. 3 aufgrund der zugeführten destillierten Wasser (statt Niederschlag (N)), der gebildeten Sickerwasser bzw. Abluftkondensate (statt nur Sickerwasser (A)) und den im Kreislauf geführten Abluftkondensat- und Sickerwässern (statt nur Kreislaufsickerwasser (K)) untersucht. Auf klimatische Wasserbilanzen konnte verzichtet werden, da aufgrund der gekapselten RSR klimatische Einflüsse wie z.B. Niederschlag ausgeschlossen waren und die Verdunstungswassermenge exakt bestimmt werden konnte.

Für beide Nachrotteversuche ergaben sich hinsichtlich der zugeführten destillierten Wässer, der gebildeten Sickerwässer bzw. Abluftkondensate und den im Kreislauf geführten Abluftkondensat- und Sickerwässern nahezu identische und gleichmäßige Verläufe (Abb. 15 a, b). Mit diesen Ergebnissen wurden auf l/m^2 bezogene Summenkurven (Abb. 54) gebildet, die zeigen, dass unter vergleichbaren Versuchsbedingungen (Menge und zeitlicher Verlauf an zugegebenen destillierten Wässern sowie Abluftkondensaten) während Nachrotteversuch 1 etwa $461 l/m^2$ Sickerwasser (Abb. 54 a) und während Nachrotteversuch 2 ca. $1007 l/m^2$ (Abb. 54 b) erzeugt wurden. Das bedeutet, dass nach Abzug der Rottetage ohne Sickerwasserbildung zu Versuchsbeginn (Abb. 15 a, b) während Nachrotte 1 (167 Rottetage) bzw. Nachrotte 2 (360 Rottetage) Sickerwasser mit einer Rate von ca. $2,8 l/(d \times m^2)$ entstand. Damit belegt die Sickerwasserbildungsrate zusätzlich zur Schüttdichte (Kapitel: 5.1.1) sehr gleichmäßige Durchströmungseigenschaften der stabilisierten Restabfälle. Diese Aussage stützt, dass die stabilisierten Restabfälle am Versuchsende sehr homogen durchfeuchtet waren und sich Wassergehalte von 34,8 Masse-% (Nachrotte 1) bzw. 32,5 Masse-% (Nachrotte 2) eingestellt hatten, die einen Wasserrückhalt von 6,5 l bis 7,5 l Wasser ergaben (Anhang Tab. 20: Berechnung).

Da die Bewässerung der stabilisierten Restabfälle und die daraus resultierende Durchströmung sehr gleichmäßig waren, stand der oben beschriebene intervallhafte Verlauf der Kohlenstoffdioxidabgabe während der Nachrotteversuche (Abb. 47) wahrscheinlich nicht mit dem Wasserhaushalt in Verbindung.

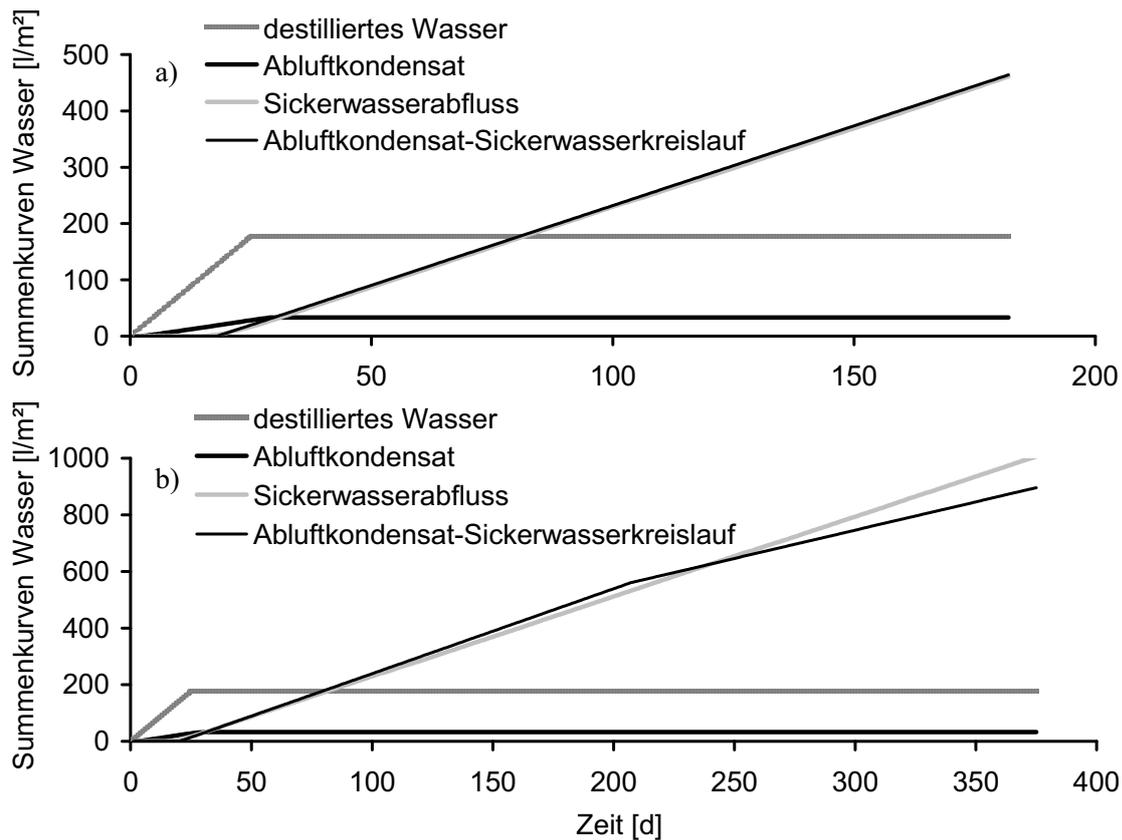


Abb. 54: Summenkurven für destilliertes Wasser, Abluftkondensate, Sickerwasserabfluss und Abluftkondensat- und Sickerwasserkreislaufwasser für a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilerer Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

Zusammenfassende Beurteilung des Verlaufs der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf

Die Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter hatte aus Sicht der Rottetemperaturen einen typischen Verlauf, der zu keinem Zeitpunkt Störungen in Folge des Sickerwasserkreislaufs anzeigt. Mit dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit lässt sich für den Lysimeterversuch eine etwa acht Monate dauernde Intensivrottephase und eine nachfolgende Nachrottephase abgrenzen. Bestätigt wird diese Unterteilung durch den zeitlichen Verlauf und die Intensität der Kohlenstoffdioxidabgabe. Der Verlauf der Konzentrationen der Gase Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid und Methan im Lysimeter verdeutlicht für die gesamte Versuchsdauer einen typischen Rotteverlauf, aus dem keine störende Wirkung des Sickerwasserkreislaufs hervorgeht.

Ungünstig für mikrobielle Abbauprozesse war jedoch die für passiv belüftete Restabfallrottemieten wie das Lysimeter charakteristische, von der Basis ausgehende Austrocknung, die trotz nahezu vollständiger Rückführung der gebildeten Sickerwässer aufgrund der hohen Ver-

dunstung von der Lysimeteroberfläche nicht vermieden werden konnte. Trotzdem ist für Gebiete mit höheren als den untersuchten Niederschlagsmengen eine Überdachung von Rottemieten zur Sammlung und gezielten Bewässerung vorzusehen, da bereits für den Lysimeterversuch in den oberen Schichten Wassergehalte von bis zu 45 Masse-% vorkamen.

Aus dem Wasserhaushalt des Lysimeterversuchs geht des Weiteren hervor, dass keine Kurzschlussströmungen der Niederschlags- und Kreislaufsickerwässer in bevorzugten Kanälen vorlagen.

Die Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf beweisen aufgrund der gemessenen Rottetemperaturen und der Abluftzusammensetzung, dass die verwendeten Restabfälle im Vergleich zur Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter bereits zu Versuchsbeginn biologisch stabil waren. Durch die Befeuchtung der stabilisierten Restabfälle wurde eine homogene Erhöhung der Wassergehalte in einen für mikrobielle Abbauprozesse geeigneten Bereich erreicht. Dabei zeigten jedoch nur die Kohlenstoffdioxidkonzentrationen eine geringfügige und offenbar intervallhafte Erhöhung der mikrobiellen Aktivität an. Mit den Rottetemperaturen konnten diese möglichen Intensivierungen der mikrobiellen Aktivität nicht erfasst werden. Die Temperaturverläufe zeigen außerdem eine bedingt durch den Aufbau der RSR erzeugte Temperaturdifferenz der Rottematerialien zur Umgebung. Die erzeugten Abluftkondensat- und Sickerwässer (im späteren Verlauf nur Sickerwässer) wurden gleichmäßig, mit einem für beide Nachrotteversuche vergleichbaren Volumenstrom im Kreislauf geführt. Dabei konnte aufgrund der Rottetemperaturen und Abluftzusammensetzung keine Störung der Nachrotteprozesse in Folge von Vernässung und damit verbundener Anaerobisierung der Rottematerialien festgestellt werden.

6.2 Veränderungen der Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer während der Rotteversuche

Die Beurteilung der Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer erfolgte aufgrund der Ergebnisse aus den Kapiteln 5.5 und 5.6.

So hatten die **pH-Werte** der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche (Abb. 16, Abb. 21 a, b) ein Minimum von pH 6 nach 100 Rottetagen der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter ausgehend von pH 8,2 zu Versuchsbeginn. Ursache für die Verringerung der pH-Werte in diesem etwa Rottephase I (Kapitel: 6.1) entsprechenden Zeitraum war der intensive aerob-biologische Abbau organischer Restabfallbestandteile (Abb. 41 a: Integral der Temperaturdifferenz bzw. Abb. 45 a: Kohlenstoffdioxidabgabe), der mit Bildung z.B. organischer Säuren (PALMISA-

NO & BARLAZ, 1996; LOTT FISCHER et al., 2001) verbunden ist. Saure pH-Werte bis pH 4,5, die während halbjähriger Lysimeterversuche mit Sickerwasserkreislauf festgestellt wurden (COLLINS & SPILLMANN, 1977), entstanden während des Lysimeterversuchs vermutlich aufgrund der Verdünnung mit Niederschlagswasser (Abb. 50: Eintrag von ca. 30 l/m² bis zum 37. Rottetag) nicht. Nach dem 100. Rottetag schloss sich ein schwankender Verlauf der pH-Werte der Sickerwässer im Bereich pH 6,0 bis pH 7,5 bis zum 251. Rottetag an, der wiederum nahezu Rottephase II (Kapitel: 6.1) mit stark schwankenden Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidkonzentrationen (Abb. 43) entsprach und damit eine verstärkte mikrobielle Aktivität anzeigte. Nach dem 251. Rottetag bis zum Versuchsende nach 363 Rottetagen des Lysimeterversuchs (Kapitel: 6.1, Rottephase III) lagen die pH-Werte der Sickerwässer im Bereich pH 7,5 bis pH 7,8. Deshalb belegt der gesamte Verlauf der pH-Werte für den Lysimeterversuch einen typischen Ablauf einer aerob-biologischen Abfallbehandlung (LOTT FISCHER et al., 2001), bei der sich mit zunehmender biologischer Stabilität der rottenden Restabfälle pH-neutrale Milieubedingungen einstellen (JOURDAN et al., 1982). Bestätigt wird diese Aussage aufgrund der Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR (Abb. 21 a, b), deren Kreislaufsickerwässer nahezu konstante pH-Werte von pH 7,1 (Vk 0,02; n 18) aufwiesen.

Chloridionen, deren Freisetzung den intensiven Abbau organischer Restabfallbestandteile kennzeichnet (SPILLMANN & COLLINS, 1979), waren in den rottenden Restabfällen des Lysimeterversuchs am Ende der Rottephase I (Kapitel: 6.1) verstärkt verfügbar. Deshalb kam es zu einem sprunghaften Anstieg der Chloridionenkonzentrationen um Faktor 6 von ca. 0,5 g/l am 100. Rottetag auf ca. 3 g/l am 126. Rottetag (Abb. 17). Dabei belegen die nach dem 126. Rottetag bis zum Versuchsende nach 363 Rottetagen zwischen 2 g/l und 4 g/l schwankenden Chloridionenkonzentrationen (Mittelwert 2,9 g/l; Vk 0,22; n 8) des Weiteren, dass die Freisetzung der nicht biologisch abbaubaren Chloridionen aus den rottenden Restabfällen begrenzt war. Deshalb kam es in den Sickerwässern nicht zu der erwartenden kreislaufbedingten Aufkonzentrierung von Chloridionen als Vertreter der Salze (LOLL, 2002; SCHALK, 2003), wie bereits von SPILLMANN (1988) mit einem weitgehend aerob-biologisch stabilisierten Restabfall nachgewiesen wurde. Da die Chloridionen nicht wieder an die rottenden Restabfälle gebunden wurden, stiegen folgerichtig die Chloridionenfrachten der Sickerwässer des Lysimeterversuchs bis zum 100. Rottetag nur auf 0,4 kg und erhöhten sich ab dem 126. Rottetag bis zum Versuchsende stark um Faktor 20 auf ca. 8 kg (Abb. 17).

Die begrenzte Freisetzbarkeit von Chloridionen auch aus bereits weitgehend biologisch stabilisierten Restabfällen beweisen die aus destilliertem Wasser (Kapitel: 4.2.3) gebildeten Si-

ckerwässer der Nachrotteversuche. In diesen Sickerwässern stiegen die Chloridionenkonzentrationen aufgrund des Sickerwasserkreislaufs jeweils bis zum 100. Rottetag auf einen mit dem Lysimeterversuch nach dem 126. Rottetag (Mittelwert 2,9 g/l) vergleichbaren Wert von ca. 1,6 g/l (Abb. 22 a, b). Danach schwankten die Chloridionenkonzentrationen geringfügig um diesen Wert ($V_k = 0,06$; $n = 12$) bis zum Ende der Nachrotteversuche. Das bedeutet, dass bis zum 100. Rottetag sämtliche Chloridionen aus den stabilisierten Restabfällen in den Sickerwässern gelöst und danach, wie für Lysimeterversuch nach dem 126. Rottetag, ohne wesentlich Konzentrationsänderung im Kreislauf geführt wurden. In Folge dessen erhöhten sich die Chloridionenfrachten bis zum Versuchsende von Nachrotte 1 auf 50 g bzw., aufgrund der etwa doppelten Versuchsdauer um Faktor 1,4 erhöht, für Nachrotte 2 auf 72 g.

Den Verlauf der Chloridionen in den Sickerwässern des Lysimeterversuchs bestätigen die **Leitfähigkeiten**, die die Gesamtheit der gelösten, dissoziierten Stoffe darstellen (RUMP, 1992), da sie ebenfalls einen sprunghaften Anstieg zwischen dem 100. Rottetag und dem 126. Rottetag um Faktor 2,5 auf 5 mS/cm hatten und danach bis zum Versuchsende zwischen 3,5 mS/cm und 6 mS/cm schwankten (Mittelwert 5,1 g/l; $V_k = 0,16$; $n = 12$) (Abb. 17). Folgerichtig stiegen auch die Leitfähigkeiten der Sickerwässer aus Nachrotte 1 und 2 bis jeweils zum 100. Rottetag auf etwa 2 mS/cm und schwankten danach geringfügig mit 1,7 mS/cm bis 2,2 mS/cm bis zum Ende der Versuche (Mittelwert 1,9 g/l; $V_k = 0,10$; $n = 12$) (Abb. 22 a, b). Dieser fast parallele Verlauf der Leitfähigkeiten und Chloridionenkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche und die Korrelation dieser Sickerwasserinhaltsstoffe (Abb. 55: $y = 1,47 \times x + 0,24$; $r = 0,84$; $n = 31$) beweist außerdem, dass die Chloridionen einen dominierenden Anteil an den Leitfähigkeiten hatten (SPILLMANN & COLLINS, 1979).

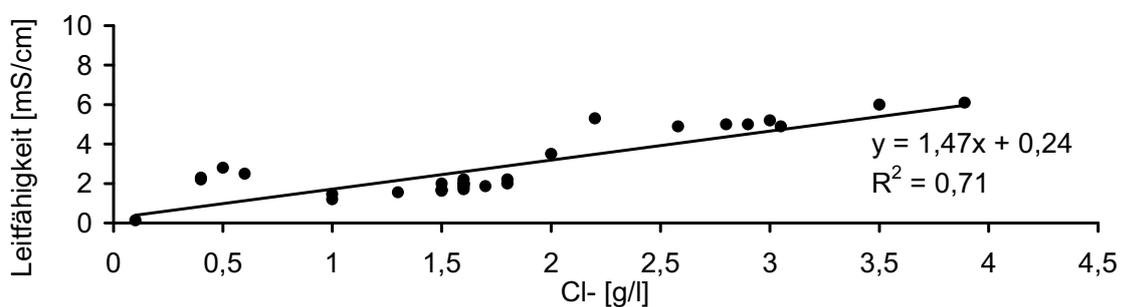


Abb. 55: Korrelation der Chloridionenkonzentrationen und Leitfähigkeiten der Sickerwässer der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.

Im Gegensatz z.B. zu den Chloridionen, die in den Sickerwässern der Rotteversuche aus den Rottematerialien gelöst und im späteren Rottephasen ohne wesentliche Konzentrationsände-

rung im Kreislauf geführt wurden, unterlagen die Konzentrationen von **Ammonium-, Nitrat- und Nitritstickstoff** einem sich wechselseitig beeinflussendem Verlauf. So wurde die Konzentration von Ammoniumstickstoff, das während des biologischen Abbaues organischer Restabfallbestandteile gebildet wird (POINCELOT, 1972; MÜLLER & STEINER, 1988; MILLER, 1996; LOTT FISCHER et al., 2001; FRITSCHE, 2002), in den Sickerwässern des Lysimeterversuchs innerhalb der ersten 200 Rottetage (Abb. 18 a: entspricht etwa der aus Rottephase I und II zusammengeführten Intensivrottephase, siehe auch Kapitel: 6.1; Tab. 10) drastisch um Faktor 65 auf ca. 2 mg/l gesenkt. Diese Verringerung war dauerhaft, da die Ammoniumstickstoffkonzentrationen aufgrund der Stabilisierung der rottenden Restabfälle danach bis zum Versuchsende nur noch im Bereich kleiner 1 mg/l schwankten. Ursache für die fast vollständige Eliminierung von Ammoniumstickstoff in den Sickerwässern war der Sickerwasserkreislauf verbunden mit der Nitrifikation in den rottenden Restabfällen (RUMP, 1986) im Lysimeter, bei der Ammoniumstickstoff unter aeroben Bedingungen und bei $\text{pH} > 5$ mit Nitrit als Zwischenprodukt zu Nitrat oxidiert wird (KNUTH, 1970; RUMP, 1992; FRITSCHE, 2002). Eine alternative Verminderung von Ammoniumstickstoff durch Umbildung zu Ammoniak mit nachfolgender Ausstrippung (MILLER, 1996; SCHODER, 1989; RETTENBERGER & SCHNEIDER, 1997) kann aufgrund der sauren Milieubedingungen in diesem Zeitraum (Abb. 16: geringfügig saure pH-Werte der Sickerwässer) ausgeschlossen werden. Untermauert wird diese Aussage aufgrund der Nitritstickstoffkonzentrationen der Sickerwässern des Lysimeterversuchs, die zeitversetzt zu den Ammoniumstickstoffgehalten bis zum 30. Rottetag auf die maximale Konzentration von 50 mg/l stiegen (Abb. 18 b), sich danach mit Schwankungen bis zum 200. Rottetag auf ca. 2 mg/l verminderten und ab diesem Zeitpunkt bis zum Versuchsende nur noch im Bereich kleiner 1 mg/l lagen. Folgerichtig stiegen die Nitratstickstoffkonzentrationen (DANHAMER & JAGER, 1999) kontinuierlich bis zum 160. Rottetag auf die maximale Konzentration von ca. 500 mg/l (Abb. 18 c). Die Verringerung der Nitratstickstoffgehalte nach diesem Zeitpunkt auf bis zu 140 mg/l (317. Rottetag) könnte auf anaerobe Mikroorganismen zurück geführt werden, die Nitrat mit Distickstoffoxid als Zwischenprodukt zu Stickstoff mineralisieren (SCHLEGEL, 1992). Voraussetzung dafür sind eine Versorgung dieser Mikroorganismen mit Nitrat sowie leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen (RICHARD, 1992; HENZE, 2002) sowie sauerstofffreie, anaerobe Bereiche. Entsprechende Bereiche wurden zwar für den Lysimeterversuch zu keinem Zeitpunkt und in keiner Schicht (Abb. 11) festgestellt. Sie können sich aber bereits in Partikeln mit 1 mm bis 2 mm Durchmesser (SCHERER & KÄMPFER, 2002) oder in tieferen Bereichen von Biofilmen über porigen Rottematerialien ausbilden (ANTON et al., 2002). Das bedeutet, dass trotz

ausreichender Sauerstoffversorgung von rottenden Restabfällen Nitrifikation und Denitrifikation gleichzeitig ablaufen können. Diese Vermutung unterstützen Untersuchungen vollständig belüfteter Versuchsreaktoren zur Behandlung kommunaler Abwässer, in denen ebenfalls Verminderungen von Nitratstickstoff festgestellt wurden (BRAUNISCH et al., 2005).

Die vollständige Abwesenheit von Ammoniumstickstoff (Kapitel: 5.6.3) in den Sickerwässern der Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle in RSR bestätigen dessen Abhängigkeit von Abbauprozessen organischer Substanzen in rottenden Restabfällen. Damit wird des Weiteren der diesbezügliche Verlauf in den Sickerwässern des Lysimeterversuchs ab dem 200. Rottetag und die biologische Stabilität der verwendeten Restabfälle untermauert. Die Nitratstickstoffkonzentrationen erhöhten sich dagegen, vergleichbar zu den nicht biologisch abbaubaren Chloridionenkonzentrationen (Abb. 22), in den aus destilliertem Wasser gebildeten Sickerwässern der Nachrotteversuche auf bis zu 260 mg/l (Abb. 24 a: Nachrotte 1, 183. Rottetag) bzw. auf maximal 700 mg/l (Abb. 24 b: Nachrotte 2, 375. Rottetag). In Folge dessen stiegen die Nitratstickstofffrachten kontinuierlich auf etwa 6 g während Nachrotte 1 bzw., aufgrund der doppelten Versuchsdauer um Faktor 3,3 erhöht, auf 20 g während Nachrotte 2 (Abb. 24 a, b). Ursache für die Nitratstickstoffakkumulation in den Sickerwässern war der Sickerwasserkreislauf und wahrscheinlich die fehlende Möglichkeit zur Denitrifikation in den Rottematerialien aufgrund stark aerober Verhältnisse (Abb. 12) und einem Mangel an leicht biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen.

Diesen Mangel an leicht biologisch abbaubaren Kohlenstoffquellen als Zeichen zunehmender biologischer Stabilität von rottenden Restabfällen belegen die Verläufe der **BSB₅-Konzentrationen** der Sickerwässer der Rotteversuche. So gab es nach 7 Rottetagen des Lysimeterversuchs den maximalen Gehalt von etwa 2100 mg/l (Abb. 19 a) gefolgt von einer drastischen Verringerung um Faktor 70 auf zunächst ca. 200 mg/l bis zum 30. Rottetag und 30 mg/l bis zum 100. Rottetag. Die Dauerhaftigkeit der Senkung der BSB₅-Konzentrationen der Sickerwässer bestätigen die geringen BSB₅-Gehalte von durchschnittlich 33 mg/l im weiteren Verlauf bis zum Versuchsende bei jedoch relativ hoher Streuung ($V_k = 0,56$; $n = 7$) aufgrund relativer Maxima von 310 mg/l am 126. Rottetag bzw. 150 mg/l am 242. Rottetag. Die als Summenkurve dargestellten BSB₅-Frachten dieser Sickerwässer (Abb. 19 a) untermauern des Weiteren aufgrund des treppenhaften Verlaufs die mit dem Integral der Temperaturdifferenz über die Zeit und der Kohlenstoffdioxidabgabe festgestellte Unterteilung des Lysimeterversuchs in drei Rottephasen (Abb. 42, Abb. 45). Demzufolge betrug die BSB₅-Fracht bereits am Ende von Rottephase I ca. 83 % (126. Rottetag) der BSB₅-Gesamtfracht von 677 g nach 363 Rottetagen und stieg ab dem 225. Rottetag (etwa Rottephase III) nur noch um etwa 4 %

(Abb. 56: siehe Gleichung; $r = 0,996$; $n = 5$). D.h., dass die mit den BSB₅-Konzentrationen messbaren leicht biologisch abbaubaren organischen Sickerwassersubstanzen nach etwa acht Rottemonaten in den rottenden Restabfällen und in Folge des Sickerwasserkreislaufs auch im Sickerwasser weitgehend abgebaut waren. Dieser Verlauf wurde folgerichtig mit den BSB₅-Konzentrationen der Sickerwässer der Nachrotteversuche (Abb. 25) bestätigt, die, ausgenommen der BSB₅-Gehalte zwischen dem 67. Rottetag und 125. Rottetag von Nachrotte 1 mit einem maximalen Wert von 46 mg/l (Abb. 25 a: 67. Rottetag), durchschnittlich 13,3 mg/l ($V_k = 0,38$; $n = 15$) betragen. Der unerwartete Anstieg der BSB₅-Konzentrationen während Nachrotte 1 wurde für Nachrotte 2 nicht festgestellt. Er deutete auf einen mikrobiellen Abbau verbliebener organischer Restabfallbestandteile hin, da die BSB₅-Gehalte nachfolgend aufgrund des Sickerwasserkreislaufs wieder auf 7 mg/l am Versuchsende verringert wurden. Das bedeutet, dass trotz zweijähriger aerob-biologischer Stabilisierung von Restabfällen unter optimierten Bedingungen (Temperatur, Sauerstoffangebot, Wassergehalt) mit autochthonen Mikroorganismen ein mikrobieller Abbau verbleibender organischer Substanzen erfolgen kann.

Die **CSB-Konzentrationen** der Sickerwässer des Lysimeterversuchs (Abb. 19 b) hatten nur am Versuchsanfang einen zu den BSB₅-Konzentrationen vergleichbaren Verlauf, da sie sich von einem hohen Startwert (4500 mg/l nach 7 Rottetagen) um Faktor 4,2 auf 1070 mg/l bis zum 30. Rottetag verringerten. Danach begann jedoch ein Anstieg, sprunghaft um Faktor 2,8 auf etwa 4000 mg/l zwischen dem 100. Rottetag und 126. Rottetag, der sich mit einem Knick am 196. Rottetag (3500 mg/l) bis zum maximalen CSB-Gehalt des Lysimeterversuchs von 5050 mg/l (225. Rottetag) etwa am Ende von Rottephase II fortsetzte. Erst danach kam es zu einer tendenziellen Verminderung der CSB-Konzentrationen auf bis zu 2500 mg/l am Versuchsende. Im Vergleich zu den BSB₅-Frachten dieser Sickerwässer stiegen die CSB-Frachten auf einen um Faktor 17,7 höheren Gesamtwert von 12000 g bis zum Versuchsende (Abb. 19 b). Dabei lagen bis zum 100. Rottetag mit etwa 1700 g nur etwa 15 % der CSB-Gesamtfracht, aber bereits 65 % der BSB₅-Gesamtfracht (Abb. 56) vor. Nach dem 100. Rottetag stiegen die CSB-Frachten um Faktor 7,1 auf ca. 12000 g bis zum Versuchsende, wobei zwischen dem 100. Rottetag und 225. Rottetag wiederum ein sprunghafter Anstieg um Faktor 5,4 auf 9250 g oder 77 % der Gesamtfracht erfolgte. Die vergleichsweise geringe Erhöhung der CSB-Frachten um 13 % nach dem 225. Rottetag beweist wiederum die biologische Stabilität der rottenden Restabfälle nach etwa acht Rottemonaten und die im Kapitel 6.1 abgegrenzte Rottephase III (Abb. 42 c, Abb. 45 c). Somit führte der Sickerwasserkreislauf zu einer weitgehenden Verminderung leicht biologisch abbaubarer organischer Sickerwasserin-

haltsstoffe (BSB₅-Konzentrationen) bis etwa zum Ende des achten Rottemonats gekennzeichnet durch den polynomischen Verlauf (Abb. 56: mit Gleichung; $r = 0,996$; $n = 4$). Die den CSB verursachenden organischen Substanzen bewirkten dagegen einen eher linearen Anstieg der CSB-Frachten während des gesamten Lysimeterversuchs (Abb. 56: $y = 0,3 \times x - 5,2$; $r = 0,973$; $n = 4$) mit kleinen Knicken.

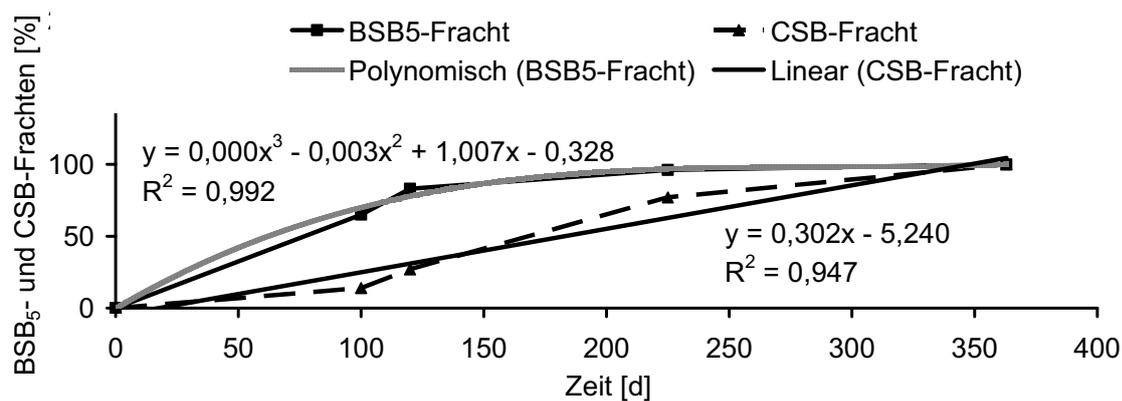


Abb. 56: Verlauf der BSB₅- und CSB-Frachten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter.

Dabei deutet erst der verringerte Anstieg der CSB-Frachten der Sickerwässer des Lysimeterversuchs nach dem 225. Rottetag (Abb. 56) zusätzlich zu den CSB-Konzentrationen (Abb. 19 b) auf eine mögliche Verminderung auch schwer biologisch abbaubarer organischer Substanzen hin. Hierbei sprechen für einen mikrobiellen Abbau solcher Substanzen, dass in diesem Zeitraum Rottetemperaturen $< 50^{\circ}\text{C}$, hoch aerobe und neutrale bis leicht alkalische Milieubedingungen (Kapitel: 5.2.1.) in den rottenden Restabfällen herrschten, unter denen typischerweise Actinomyceten (FINSTEIN & MORRIS, 1975) und Pilze vorkommen. Diese Mikroorganismen sind befähigt relativ schwer biologisch abbaubare organische Substanzen wie z.B. Lignine, Aromaten, PAK, PCB und cyclische Verbindungen in rottenden Restabfällen zu verwerten (MILLER, 1996; BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997; HERRMANN & SHANN, 1997). Trotz der Verringerung der CSB-Konzentrationen während Rottephase III des Lysimeterversuchs wurden die Sickerwässer am Versuchsende durch hohe CSB-Konzentrationen von 2500 mg/l charakterisiert. Vergleichbar dazu stellten sich deshalb auch in den aus destilliertem Wasser gebildeten Sickerwässern der Nachrotteversuche CSB-Konzentrationen von bis zu 1220 mg/l (Abb. 26 b: Nachrotte 2, 354. Rottetag) ein, die typisch für Sickerwässer aus Ablagerungen weitgehend aerob-biologisch stabilisierter Restabfälle mit CSB-Konzentrationen von 600 mg/l bis 1200 mg/l sind (MAAK, 2001). In Folge dessen stie-

gen die CSB-Frachten dieser Sickerwässer sehr kontinuierlich auf 22 g (Abb. 25 b) während Nachrotte 1 und aufgrund der doppelten Versuchsdauer auf etwa den doppelten Wert von etwa 42 g während Nachrotte 2 (Abb. 26 b).

Zur weitergehenden Charakterisierung der organischen Belastungen der Sickerwässer der Rotteversuche wurden die BSB₅/CSB-Quotienten berechnet. Abb. 57 stellt für die Sickerwässer des Lysimeterversuchs dar, dass nur das Sickerwasser nach sieben Rottetagen, gekennzeichnet mit einem BSB₅/CSB-Quotienten von etwa 0,47 ein hohes Maß (EHRIG, 1988: BSB₅/CSB: 0,4-0,6) biologisch abbaubarer organischer Sickerwasserinhaltsstoffe aufwies. Bereits nach 30 Rottetagen verschlechterte sich das BSB₅/CSB-Quotient um Faktor 2,5 auf ca. 0,19 und damit eine geringe biologische Abbaubarkeit der organischen Sickerwasserbestandteile (BÖNING & DOEDENS, 2002). Dieser negative Trend (Abb. 57: $y = 1,144 \times x^{2,030}$; $r = 0,86$; $n = 13$) wurde mit den folgenden Sickerwässern durch BSB₅/CSB-Quotienten von durchschnittlich 0,01 (V_k 0,74; $n = 12$) bestätigt. Die hohe Streuung der Werte verursachte z.B. das Sickerwasser nach 126 Rottetagen mit einem BSB₅/CSB-Quotient von 0,08. Die teilweise extrem kleinen BSB₅/CSB-Quotienten von z.B. 0,005 nach 280 Rottetagen bei gleichzeitig hohen CSB-Konzentrationen von mehr als 5000 mg/l (224. Rottetag) weisen auf eine sehr geringe biologische Verfügbarkeit der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe oder möglicherweise auch auf toxische organische Substanzen in höheren Konzentrationen hin (KORTE, 1987).

Zur Aufklärung dieser Fragestellung wurden deshalb zusätzlich Sickerwasserproben mit massenspektrometrischen Methoden untersucht (FRANKE, 2004). Ergebnis dieser Analysen war, dass die Kreislaufsickerwässer bereits nach zwei Rottemonaten nur noch geringe Gehalte leicht abbaubarer organischer Substanzen wie z.B. Kohlenhydrate enthielten. Schwer biologisch abbaubare organische, z.B. aromatische Verbindungen wurden dagegen während des Lysimeterversuchs in den Kreislaufsickerwässern relativ angereichert. Somit basierten die teilweise extrem niedrigen BSB₅/CSB-Quotienten auf der typischen Abwesenheit leicht biologisch abbaubarer organischer Sickerwasserinhaltsstoffe (ESCHKÖTTER, 2004) verbunden mit einer Zunahme biologisch stabiler organischer Sickerwasserbindungen und daher wahrscheinlich nicht auf toxischen organischen Inhaltsstoffen.

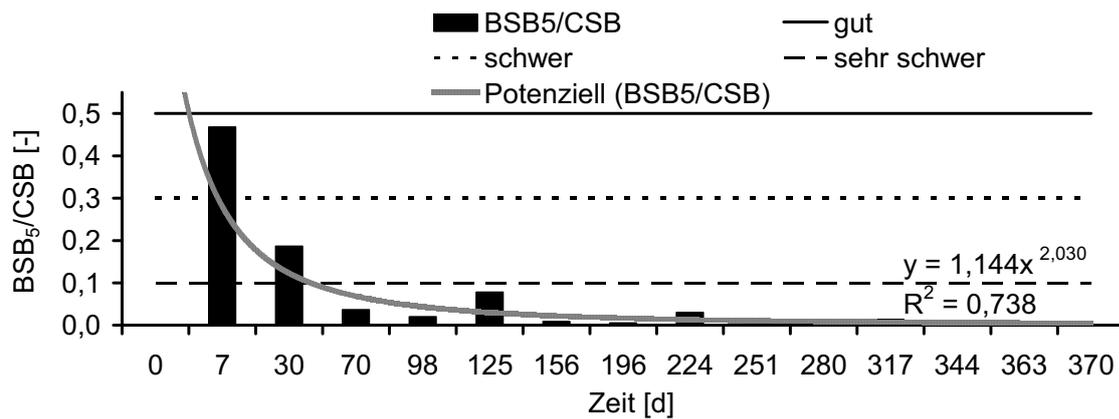


Abb. 57: BSB₅/CSB-Quotienten der Sickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle mit Sickerwasserkreislauf im Lysimeter mit Grenzwerten für gute, schwere und sehr schwere biologische Abbaubarkeit organischer Sickerwasserinhaltsstoffe.

Die niedrigen BSB₅/CSB-Quotienten von Sickerwässern als Zeichen der biologischen Stabilität rottender Restabfälle bestätigten die sehr geringen BSB₅/CSB-Quotienten von durchschnittlich 0,02 (V_k 0,70; n 18) der Sickerwässer der Nachrotteversuche stabilisierter Restabfälle (Abb. 58). Dabei beweist insbesondere Nachrotteversuch 2 aufgrund der konstant geringen BSB₅/CSB-Quotienten, dass die aus den stabilisierten Restabfällen gelösten organischen Sickerwasserbestandteile nur sehr schwer biologisch verfügbar waren (Abb. 58 b: mit Gleichung; r 0,53 geringer Zusammenhang zur Rottezeit; n 13). Nachrotteversuch 1 zeigt dagegen aufgrund des polynomischen Trends der BSB₅/CSB-Quotienten (Abb. 58 a: mit Gleichung; r 0,91; n 7), dass unter optimierten Bedingungen (Temperatur, Sauerstoffangebot, Wassergehalt) und einer Anpassungszeit von 67 Rottetagen auch aus den weitgehend stabilisierten Restabfällen vermutlich aufgrund mikrobieller Abbauprozesse leicht biologisch abbaubare Stoffe freigesetzt wurden. Da die BSB₅-Konzentrationen im weiteren Verlauf wieder abnahmen, verringerten sich auch wieder die BSB₅/CSB-Quotienten. Somit könnte als Ursache für die intervallhafte Kohlendioxidabgabe während der Nachrotteversuche (Kapitel: 6.1) der mikrobielle Abbau schwer biologisch verwertbarer organischer Substanzen gesehen werden.

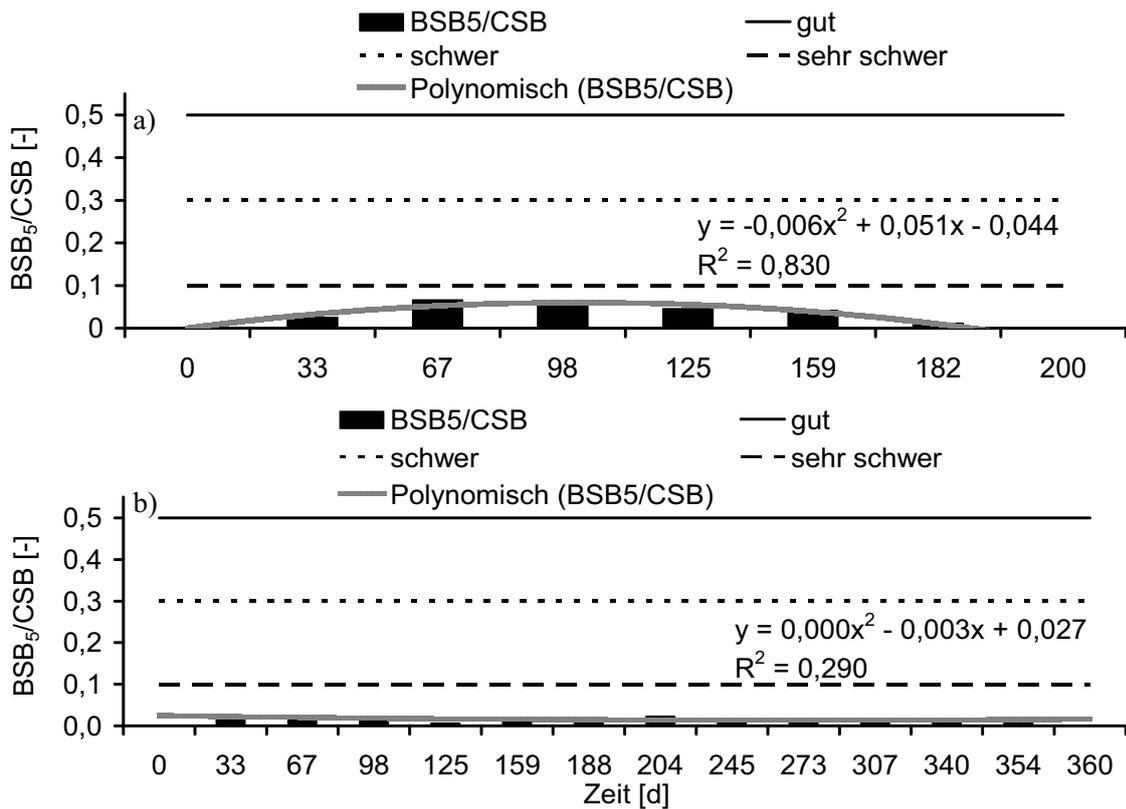


Abb. 58: BSB₅/CSB-Quotienten der Sickerwässer aus a) Nachrotte 1 und b) Nachrotte 2 stabilisierter Restabfälle in RSR mit Sickerwasserkreislauf mit Grenzwerten für gute, schwere und sehr schwere biologische Abbaubarkeit organischer Sickerwasserinhaltsstoffe.

Die Ursachen der teilweise extrem kleinen BSB₅/CSB-Quotienten von bis zu 0,007 (Abb. 58 b: Nachrotte 2; 125. Rottetag) der Sickerwässer der Nachrotteversuche wurden wie für die Kreislaufsickerwässer des Lysimeterversuchs mit massenspektrometrischen Methoden weitergehend untersucht (FRANKE, 2004). Dabei wurden in dem exemplarisch dazu verwendeten Sickerwasser der Nachrotte stabilisierter Restabfälle mit einer Gesamtrottedauer von 30 Monaten Substanzen detektiert, die auf Huminsäuren, Cellulose- und Ligninbestandteile sowie synthetischen Stoffe zurückgeführt wurden. Somit hatten sich im Vergleich zu den Kreislaufsickerwässern des Lysimeterversuchs mit kürzerer Rottedauer zusätzlich zu aromatischen Substanzen phenolische Ligninverbindungen in den Sickerwässern der Nachrotteversuche angereichert. D.h., dass neben geringen Gehalten an leicht biologisch abbaubaren Substanzen für die geringen BSB₅/CSB-Quotienten dieser Sickerwässern komplexe, kaum noch biologisch abbaubare organische Substanzen verantwortlich waren, die während der Rotte angereichert und neu gebildet werden können (FILIP, 1997; ESCHKÖTTER, 2004). Diese Sickerwasserinhaltsstoffe verursachten damit den so genannten „Rest-CSB“ in den untersuchten Sickerwässern aus Restabfällen mit bis zu drei Jahren Rottezeit.

Die in Abb. 20 dargestellten **Schwermetallionenkonzentrationen** der Sickerwässer der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter zeigen einen zu Versuchsbeginn vergleichbaren Verlauf zu den BSB₅- und CSB-Konzentrationen (Abb. 19, Abb. 25, Abb. 26), da sie sich von hohen Ausgangsgehalten am siebten Rottetag zunächst bis zum 100. Rottetag um 64 % für die Cadmiumionen und bis zu 98 % für die Konzentrationen der Eisen- sowie Zinkionen verringerten. Danach erfolgte ein sprunghafter Anstieg um 40 % für die Eisenionen bis maximal 236 % für die Cadmiumionen bis zum 156. Rottetag. Danach verminderten sich die Schwermetallionenkonzentrationen erneut und schwankten, mit Ausnahme von Blei (0,01 mg/l; V_k 0,89; n 7), geringfügig um 0,003 mg/l für Cadmium (V_k 0,3; n 7), 0,7 mg/l für Chrom (V_k 0,29; n 7), 2,1 mg/l für Eisen (V_k 0,18; n 7), 0,6 mg/l für Kupfer (V_k 0,14; n 7), 0,2 mg/l für Nickel (V_k 0,15; n 7) und 1,1 mg/l für Zink (V_k 0,14; n 7) bis zum Versuchsende. Das bedeutet, dass die untersuchten Schwermetallionen besonders gut zu Versuchsbeginn zur Lösung im Sickerwasser verfügbar waren. Die Verringerung sämtlicher Schwermetallionenkonzentrationen in den Kreislaufsickerwässern zwischen dem siebten und 100. Rottetag könnte mit einer Bindung in den Rottematerialien erklärt werden, da Metallionen nicht biologisch abbaubar sind (LEONHARD & PFEIFFER, 1985) und sich unter Temperaturbedingungen der Rotte nur das hierbei nicht untersuchte Quecksilber verflüchtigen kann (DANHAMER & JAGER, 1999; FJÄLLBORG & DAVE, 2003). Der erneute sprunghafte Anstieg der Schwermetallionenkonzentrationen nach 100 Rottetagen (Kapitel: 6.1: etwa Ende von Rottephase I) ist vermutlich auf die geringen pH-Werte von bis zu pH 6,0 zu diesem Zeitpunkt (Abb. 16) zurückzuführen, die eine höhere Verfügbarkeit von Schwermetallionen bewirkt (MOWAT, 1976; CORD-LANDWEHR, 1986; FJÄLLBORG & DAVE, 2003). Diese pH-Wert-abhängige Schwermetallionenfreesetzung konnte jedoch aufgrund fehlender Abhängigkeiten in entsprechenden Korrelationen für sämtliche Sickerwässer der Rotteversuche (Abb. 59, Abb. 60) nicht nachgewiesen werden.

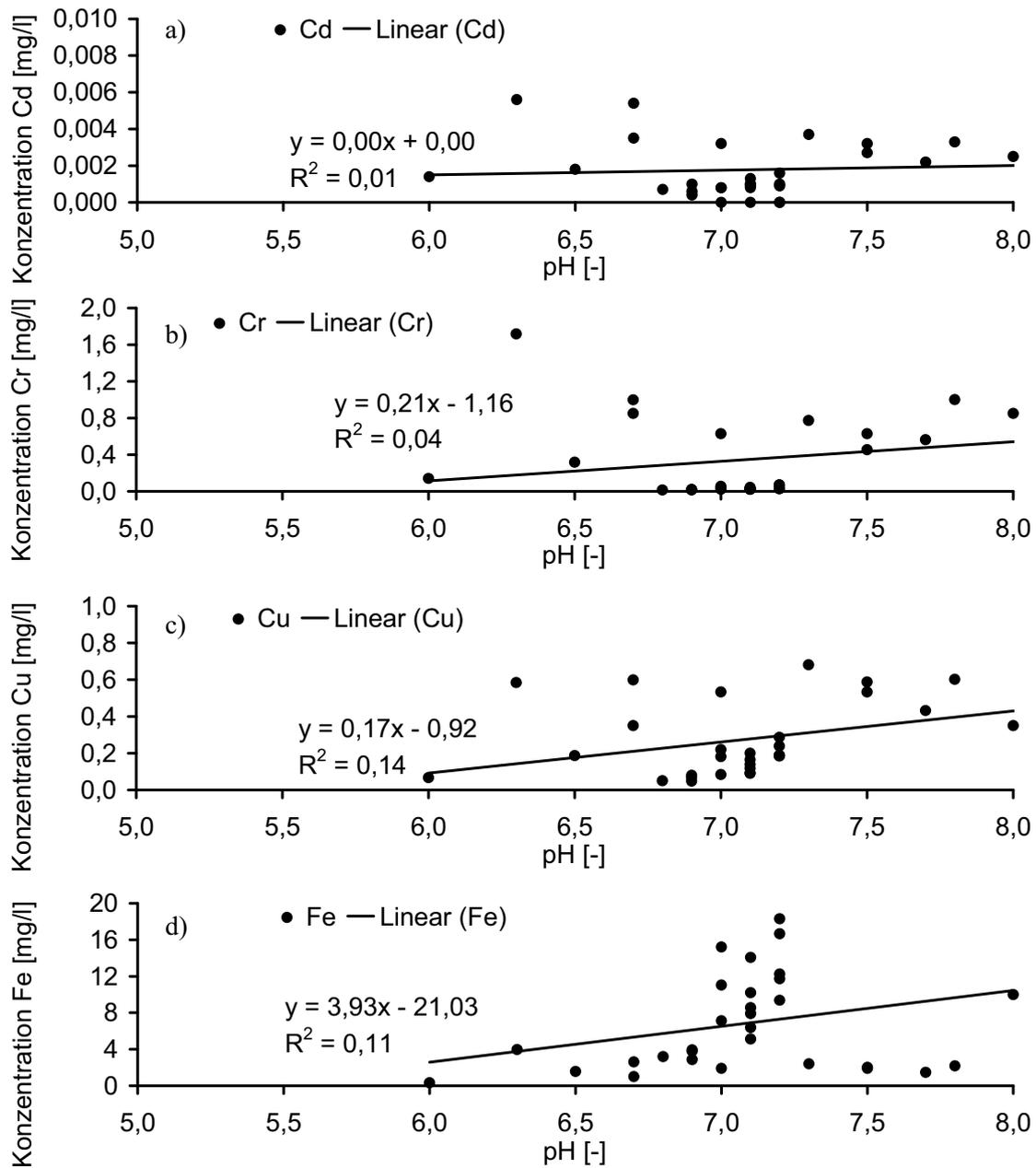


Abb. 59: Korrelationen der pH-Werte und a) Cadmium-, b) Chrom-, c) Kupfer- und d) Eisenionenkonzentrationen für sämtliche Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.

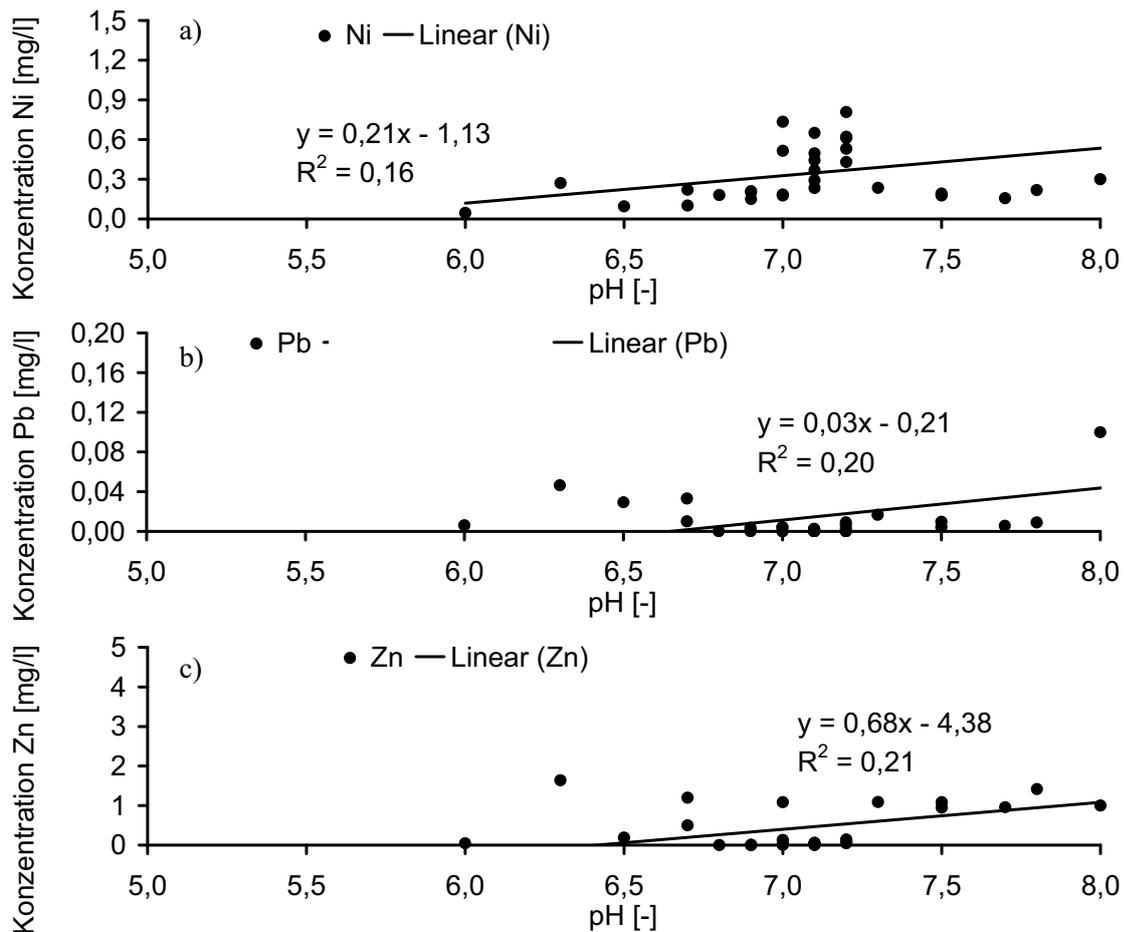


Abb. 60: Korrelationen der pH-Werte und a) Nickel-, b) Blei- und c) Zinkionenkonzentrationen für sämtliche Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.

Die Verringerung der Schwermetallionen in den Sickerwässern nach dem 156. Rottetag, der kein erneuter Anstieg wie nach dem 100. Rottetag folgte, kann z.B. mit der Verflüchtigung methylierter Metall(oid)e, die während der biologischen Abfallbehandlung möglich ist (DI-AZ-BONE et al., 2004), erklärt werden. Dabei stellt die Methylierung die Einführung einer $-CH_3$ -Gruppe dar (FALBE & REGITZ, 1995), die während aerober und anaerober mikrobieller Abbauprozesse erfolgen kann (CRAIG & JENKINS, 2004). Wahrscheinlicher war, dass die Senkung der Schwermetallionengehalte der Sickerwässer und der Verlauf der Konzentrationen nach dem 156. Rottetag durch eine dauerhafte Bindung in unlöslichen Metallionen-Huminstoffkomplexen oder Organo-Metallionen-Komplexen der Rottmaterialien erfolgte (POON & BHAYANI, 1971; RICHARD, 1992; FILIP & BERTHELIN, 2001; ESCH-KÖTTER, 2004). Für diese Vermutung sprach, dass abfalleigene Mikroorganismengruppen aus einfachen organischen Restabfallbestandteile die notwendigen huminstoffähnliche Substanzen bilden können (FILIP, 1997) und während der Rotte organische Abbauprodukte in

komplexere huminstoffähnliche Substanzen eingebaut werden (LEINWEBER et al., 2002). Gestützt wird diese Aussage außerdem durch massenspektrometrische Analysen (FRANKE, 2004), da sich in den Kreislaufsickerwässern des Lysimeterversuchs mit zunehmender Rotte-dauer leicht biologisch abbaubare organische Substanzen verminderten und z.B. aromatische Verbindungen, die zusätzlich zu aliphatischen Verbindungen Bestandteile von Huminstoffen darstellen (KORTE, 1987; SCHNAUFER, 1994), angereichert wurden.

Somit belegt der Verlauf der Konzentrationen der Schwermetallionen in den Sickerwässern des Lysimeterversuchs, dass mit aerob-biologisch stabilisierten Restabfällen bereits nach etwa sechs Rottemonaten eine stabile Schwermetallionenbindung möglich sein kann. Diese Aussage sollte mit den bereits zweijährig aerob-biologisch (vor-) behandelten Restabfällen der Nachrotteversuche in RSR bestätigt werden. Dabei führte der Kreislauf der aus destilliertem Wasser gebildeten Sickerwässer tendenziell mit zunehmender Versuchsdauer zu einer Erhöhung sämtlicher Konzentrationen der Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen, mit Ausnahme der Blei- und Cadmiumionen (Abb. 27, Abb. 28). Dabei waren aber die maximalen Schwermetallionenkonzentrationen der Sickerwässer der Nachrotteversuche um bis zu Faktor 57 für Chrom kleiner (Tab. 14) im Vergleich zu den Sickerwässern des Lysimeterversuchs. Verantwortlich dafür können die um 3 Masse-% geringeren Metallgehalte, die nicht nach einzelnen Metallen differenziert wurden, in den stabilisierten Restabfällen (Abb. 7, Abb. 8) gewesen sein. Da aber Schwermetallionen insbesondere im stabilisierten organischen Feinmaterial von Rottematerialien (RICHARD, 1992; DAS et al., 2002; ESCHKÖTTER, 2004) gebunden werden, spricht der bereits zu Beginn der Rotteversuche um 32 Masse-% größere mineralisch-organische Feinanteil der stabilisierten Restabfälle (Abb. 7) gegenüber den frischen Restabfällen (Abb. 8) wiederum für eine feste Bindung der Schwermetallionen an organische Substanzen. So gehen z.B. Bleiionen, deren maximale Konzentrationen in den Sickerwässern der Nachrotteversuche um bis zu Faktor 26 kleiner waren im Vergleich zu den Sickerwässern des Lysimeterversuchs, sehr stabile Bindungen mit Huminstoffen bzw. hochmolekularen organischen Substanzen ein (SCHNAUFER, 1994; ESCHKÖTTER, 2004). Die Nickelionen der Sickerwässern der Nachrotteversuche, deren maximale Konzentrationen nur um Faktor 1,3 bis Faktor 2,0 kleiner waren im Vergleich zu den Sickerwässern des Lysimeterversuchs, gelten dagegen als extrem mobil (RUMP, 1986).

Tab. 14: Vergleich der jeweiligen größten Schwermetallkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter und der Nachrotteversuche 1 und 2 stabili-sierter Restabfälle in RSR.

| | | Pb | Cd | Cr | Fe | Cu | Ni | Zn |
|--|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|
| größte Konzentration Sickerwässer Lysimeter | <i>[mg/l]</i> | 0,153 | 0,006 | 1,72 | 15,9 | 0,68 | 1,0 | 2,70 |
| größte Konzentration Sickerwässer Nachrotte 1 | | 0,009 | 0,002 | 0,03 | 12,2 | 0,29 | 0,5 | 0,06 |
| größte Konzentration Sickerwässer Nachrotte 2 | | 0,006 | 0,001 | 0,07 | 18,3 | 0,24 | 0,8 | 0,14 |
| Verhältnis größte Konzentration Lysimeter zu Nachrotte 1 | <i>Faktor</i> | 17 | 3 | 57 | 1,3 | 2,3 | 2,0 | 45 |
| Verhältnis größte Konzentration Lysimeter zu Nachrotte 2 | | 26 | 6 | 25 | 0,9 | 2,8 | 1,3 | 19 |

Belege für die Bindung von Schwermetallionen insbesondere an stabilisierte organische Substanzen brachten die Korrelationen der BSB₅- und CSB-Konzentrationen mit den Schwermetallionengehalten der Sickerwässer der Rotteversuche (Abb. 61, Abb. 62). Daraus geht hervor, dass die leicht biologisch abbaubaren organischen Sickerwasserinhaltsstoffe (BSB₅) zwar Blei- ($r = 0,82$) und Zinkionen ($r = 0,94$) transportierten, aber an die durch den CSB erfassten organischen Sickerwassersubstanzen Cadmium- ($r = 0,83$), Chrom- ($r = 0,91$), Kupfer- ($r = 0,88$) und auch Zinkionen ($r = 0,88$) gebunden waren (Abb. 61, Abb. 62: mit Gleichungen; jeweils $n = 31$). Somit kann die Verringerung der leicht biologisch abbaubaren organischen Sickerwasserbelastungen mit dem Sickerwasserkreislauf (siehe oben BSB₅-Konzentrationen) zwar eine Verminderung der Schwermetallionenfreesetzung bewirken. Die durch den CSB erfassten schwer biologisch abbaubaren organischen Belastungen (CSB-Konzentrationen) stellen jedoch einen dauerhaften Schwermetallionenträger dar (FILIP & BERTHELIN, 2001).

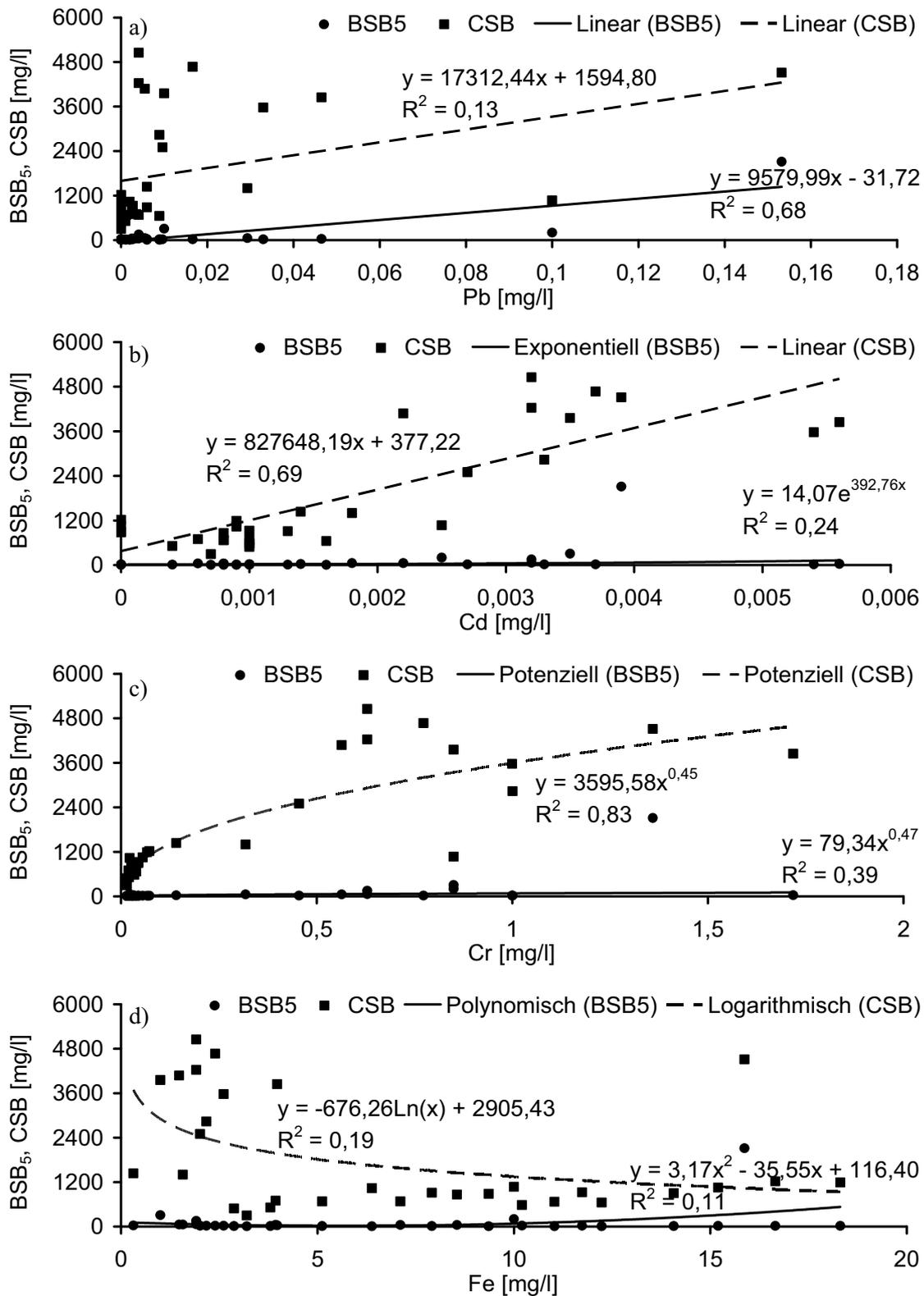


Abb. 61: Korrelationen der BSB₅- und CSB-Konzentrationen mit den a) Blei-, b) Cadmium-, c) Chrom- und d) Eisenionenkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.

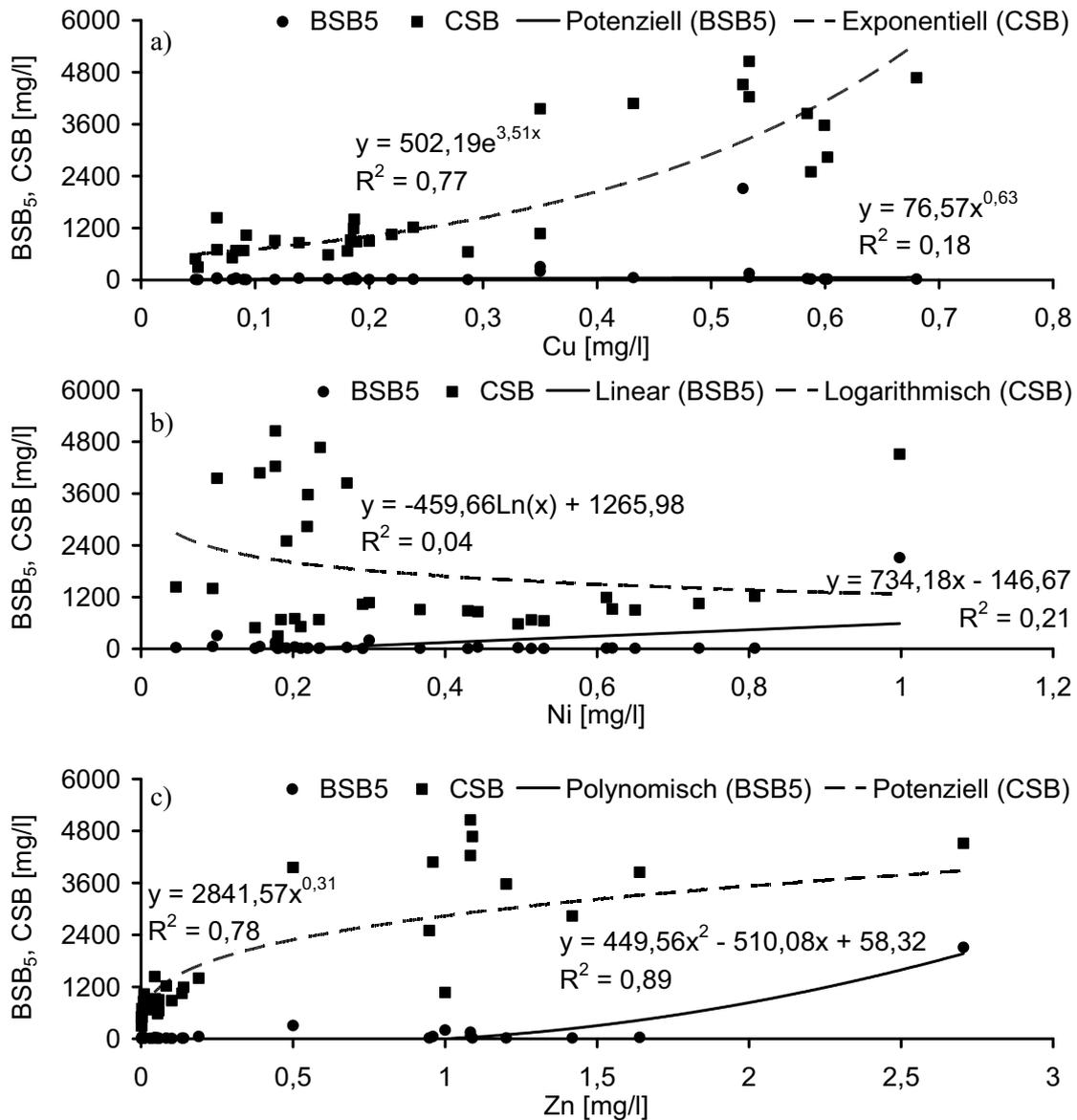


Abb. 62: Korrelationen der BSB₅- und CSB-Konzentrationen mit den a) Kupfer-, b) Nickel- und c) Zinkkonzentrationen der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche.

Zusammenfassende Beurteilung der Veränderung der Eigenschaften der Kreislaufsickerwässer während der Rotteversuche

Der Sickerwasserkreislauf führte während der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter zur Zunahme von nicht biologisch abbaubaren Sickerwasserinhaltsstoffen wie Chloridionen als Vertreter der Salze und Leitfähigkeiten als Gesamtheit der gelösten, dissoziierten Stoffe. Biologisch abbaubare Substanzen, wie der aus dem Abbau organischer Substanzen stammende Ammoniumstickstoff oder die den BSB₅ verursachenden organischen Stoffe wurden mit steigender Rottedauer weitgehend abgebaut. Damit verdeutlichen sie die zunehmende biologische

Stabilität der Restabfälle und bestätigen aufgrund des Verlaufs z.B. der pH-Werte, der Ammoniumstickstoff- und BSB₅-Konzentrationen der Sickerwässer die aufgrund des Integrals der Temperaturdifferenz über die Zeit und der Kohlenstoffdioxidabgabe festgestellten Rottephasen des Lysimeterversuchs. Aufgrund der Abbauprozesse entstanden jedoch Abbauprodukte wie Nitrat aus der Nitrifikation des Ammoniumstickstoffs und schwer biologisch abbaubare organische Substanzen, die nur in Rottephase III des Lysimeterversuchs geringfügig verringert werden konnten. Ähnlich war der Verlauf für die nicht biologisch abbaubaren Schwermetallionen in den Sickerwässern, die in Rottephase I und II aus den Rottematerialien freigesetzt und in Rottephase III zum Teil, vermutlich an der biologisch stabilisierten organischen Substanz der rottenden Restabfälle festgelegt wurden. Die Ergebnisse des Lysimeterversuchs wurden mit den Nachrotteversuchen in RSR bestätigt, da z.B. kein Ammoniumstickstoff und nur geringe leicht biologisch abbaubare organische Sickerwasserbelastungen (BSB₅-Konzentrationen) vorkamen. Nicht biologisch abbaubare Sickerwasserinhaltsstoffe wie Chloridionen oder Schwermetallionen wurden dagegen aus den Nachrottematerialien in den Sickerwässern gelöst und im begrenzten Maß akkumuliert. Ähnlich war auch der Verlauf der Konzentrationen des Nitratstickstoffs, der unter den stark aeroben Bedingungen der Nachrotteversuche und bei mangelnden leicht biologisch verfügbaren Kohlenstoffquellen nicht verringert wurde. Die nahezu kontinuierliche Steigerung der Nitratstickstoffkonzentrationen während dieser Versuche bestätigt wahrscheinlich, dass die geringfügige Verringerung der Nitratkonzentrationen in Rottephase III des Lysimeterversuchs auf eine Denitrifikation trotz aerober Bedingungen zurückzuführen war, da hier höhere BSB₅-Konzentrationen vorkamen. Schwer biologisch abbaubare organische Substanzen (CSB-Konzentrationen) wurden in Folge des Kreislaufs in den Sickerwässern angereichert.

Im Vergleich zu Sickerwässern der aerob-biologischen Abfallbehandlung entsprachen die Sickerwässer des Lysimeterversuchs weitgehend Mischabwässern offen betriebener Abfallbehandlungsanlagen (Tab. 15: Spalte (3)), mit Ausnahme der nicht oder nur schwer aerob-biologisch abbaubaren Bestandteile (Chloridionen-, Schwermetallionen-, Nitratstoff-, CSB-Konzentrationen), die mit endogenen Sickerwässern geschlossener Anlagen vergleichbar waren (Tab. 15: Spalte (1)). Die Sickerwässer der Nachrotteversuche hatten ähnliche Eigenschaften, wiesen aber geringere Belastungen auf, die für die Konzentrationen von Ammoniumstickstoff, dem BSB₅ und der Blei-, Cadmium- und Zinkionen kleiner als in Abluftkondensaten von Rotteanlagen waren (Tab. 15: Spalte (2)).

Tab. 15: Beschaffenheit von Abwässern aerob-biologischer Abfallbehandlungsanlagen (LOLL, 2002) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.

| Parameter | Einheit | Endogenes Sickerwasser Spalte (1) | Abluftkondensate Spalte (2) | Mischabwässern offener Verfahren Spalte (3) | Lysimeterversuch | Nachrotteversuche |
|---------------------------------|---------|-----------------------------------|-----------------------------|---|---|------------------------|
| pH | - | 5,8 - 8,6 | 8,0 – 8,6 | 7,0 - 8,1 | (3), nur Beginn wie Spalte (1) | wie Spalte (3) |
| Leitfähigkeit | mS/cm | 4,1 – 14,7 | 1,8 – 2,5 | 1,3 - 8,8 | wie Spalte (3) | wie Spalte (3) |
| Cl ⁻ | mg/l | 2000 - 10000 | nicht bekannt | 30 - 500 | wie Spalte (1), nur Beginn wie Spalte (3) | wie Spalte (1) |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/l | 50 – 800 | < 5 - 100 | 15 - 300 | kleiner als Spalte (2), außer Beginn wie Spalte (3) | kleiner als Spalte (2) |
| NO ₃ ⁻ -N | mg/l | < 5 - 190 | < 1 | < 5 - 150 | wie Spalte (1), außer Beginn wie Spalte (3) | Anstieg auf Spalte (1) |
| BSB ₅ | mg/l | 10000 - 45000 | 100 - 1000 | 100 - 1200 | wie Spalte (3), außer Beginn wie Spalte (1) | kleiner als Spalte (2) |
| CSB | mg/l | 20000 - 100000 | 500 - 2000 | 500 - 2500 | größer als Spalte (3) und kleiner als Spalte (1) | wie Spalte (3) |
| Pb | mg/l | 0,01 - 0,2 | < 0,1 | < 0,1 – 0,2 | wie Spalte (1) | kleiner als Spalte (2) |
| Cd | mg/l | 0,01 - 0,2 | < 0,02 | < 0,05 - 0,2 | wie Spalte (1) | kleiner als Spalte (2) |
| Ni | mg/l | 0,07 – 2,6 | < 0,04 | < 0,05 - 1,0 | wie Spalte (3) | wie Spalte (3) |
| Zn | mg/l | 1,0 – 8,0 | 0,2 - 1,6 | < 1,0 - 2,0 | wie Spalte (1) | kleiner als Spalte (2) |

Aus Sicht der Betonaggressivität (DIN 4030) z.B. gegenüber Teilen von Abfallbehandlungsanlagen (DOEDENS et al., 2000) hätten die untersuchten Sickerwässer nur hinsichtlich der pH-Werte und der Ammoniumstickstoffgehalte zu Beginn des Lysimeterversuchs eine schwache Gefährdung bewirkt (Tab. 16: Spalte (1)). Die Chloridionenkonzentrationen der Sickerwässer stellten dagegen diesbezüglich während des Lysimeterversuchs und während der Nachrotteversuche ständig eine starke Gefährdung dar (Tab. 16: Spalte (2)). Deshalb ist für Rotteanlagen auf geeignete Baustoffe insbesondere für die Bodenplatte zu achten und der Transport von Sickerwässer mit vergleichbaren Eigenschaften mit geeigneten Tankwagen durchzuführen (SCHALK, 2003).

Tab. 16: Betonaggressivität nach DIN 4030 z.B. von Wässern für Teile von Abfallbehandlungsanlagen (DOEDENS et al., 2000) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.

| Parameter | Einheit | Gefährdung | | | Lysimeterver- such | Nachrottever- suche |
|---------------------------------|---------|-----------------------|---------------------|--------------------------|--|------------------------|
| | | schwach Spalte (1) | stark Spalte (2) | sehr stark Spalte (3) | | |
| pH | - | 5,5 - 6,5 | > 5,5 - 4,5 | < 4,5 | keine, außer Beginn wie Spalte (1) | keine |
| Cl ⁻ | mg/l | - | > 500 | - | wie Spalte (2) | wie Spalte (2) |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/l | 15 - 30 | > 30 - 60 | > 60 | keine, außer Beginn wie Spalte (1) | keine |

Des Weiteren überschritten die untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche ständig die Grenzwerte für die CSB-Konzentration bzw. den Stickstoffgesamtgehalt in Folge zu hoher Ammonium- bzw. Nitratstickstoffgehalte für die Direkteinleitung in Gewässer nach AbwV (Anhang 23, Teil C) (Tab. 17). Die Grenzwerte für die Schwermetallionenkonzentrationen zur Vermischung mit anderen Abwässern nach AbwV (Anhang 23, Teil D) wurden nur durch die Sickerwässer der Nachrotteversuche, nicht jedoch durch die Sickerwässer des Lysimeterversuchs aufgrund der Überschreitung der entsprechenden Grenzwerte für Chrom-, Kupfer- und Zinkionen eingehalten (Tab. 17).

Tab. 17: Anforderungen an Abwasser für die Einleitungsstelle und vor Vermischung (AbwV: Anhang 23, Teil C und Teil D) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.

| Parameter | Einheit | Grenzwert zur Einleitung in Gewässer | Grenzwert zur Vermischung | Lysimeterversuch | Nachrotteversuche |
|------------------|---------|--------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-------------------|
| N _{ges} | mg/l | 70 | | nie | nie |
| BSB ₅ | mg/l | 20 | | nach 350. Rottetagen | weitgehend |
| CSB | mg/l | 200 | | nie | nie |
| Pb | mg/l | | 0,5 | immer | immer |
| Cd | mg/l | | 0,1 | immer | immer |
| Cr | mg/l | | 0,5 | immer, außer am Ende | immer |
| Ni | mg/l | | 1 | immer | immer |
| Cu | mg/l | | 0,5 | nie | immer |
| Zn | mg/l | | 2 | immer nach dem 30. Rottetag | immer |

Deshalb ist für vergleichbare Kreislaufsickerwässer ein angepasstes Verfahren zur nachgeschalteten Reinigung vorzusehen, dass auf die Beseitigung schwer biologisch abbaubarer organischer Substanzen, Schwermetallionen und Nitratstickstoff angepasst ist. Dazu könnten z.B. druckgetriebene Membranverfahren wie Umkehrosmose, Ultra- und Nanofiltration angewendet werden. Während die Ultrafiltration Feststoffe und hochmolekulare Stoffe abtrennt, eignet sich die Nanofiltration besonders zur Beseitigung organischer Sickerwasserbelastungen (GEORGI, 2000). Die Umkehrosmose erreicht dagegen eine Abtrennung bis in den niedermolekularen Bereich und entfernt deshalb auch Salz- und Schwermetallionen. Entscheidend für die Wirtschaftlichkeit von Membrananlagen ist die Haltbarkeit der Membranen, die wiederum von der Wasserqualität abhängen (PACKHÄUSER, 2002). Da der Sickerwasserkreislauf eine Verminderung von Belastungen der Sickerwässern aus der aerob-biologischen Restabfallbehandlung bewirkt, werden sich in Folge dieser Vorreinigung z.B. erhöhte Standzeiten für nachgeschaltete Membranverfahren und damit wirtschaftliche Vorteile ergeben.

6.3 Auswirkungen des Kreislaufs auf die Toxizität der Sickerwässer der Rotteversuche

Die mögliche toxische Wirkung ausgewählter Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche (Kapitel: 4.4.3 und 5.7) wurde im ersten Schritt mit dem Protozoen-TOXKIT untersucht. Aus den Ergebnissen Abb. 29 geht hervor, dass sich mit zunehmender Rottedauer und Kreislaufführung die Toxizität der Sickerwässer gegenüber den Testorganismen tendenziell verringerte. Abb. 63 stützt diese Aussage, da sich für das jüngste Sickerwasser aus der Rotte frischer Restabfälle im Lysimeter nach 4 Rottemonaten durch lineare Regression ($y = -0,94 \times x + 33,41$) mit einem Korrelationskoeffizienten r von 0,99 ($n = 5$) der höchste EC_{20} oder G_P sämtlicher untersuchter Sickerwässer von $EC_{20} = 14$ ergab (Abb. 63 a: Pfeil). Das Sickerwasser nach 8 Rottemonaten des Lysimeterversuchs hatte dagegen schon einen um Faktor 1,5 gesenkten Wert von $EC_{20} = 9$ (Abb. 63 b: Pfeil, $y = -0,72 \times x + 26,68$; $r = 0,85$; $n = 5$). Die Sickerwässer aus dem Lysimeterversuch nach 12 Rottemonaten (Abb. 63 c) und dem Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten (Abb. 63 d) bewirkten im Bereich der untersuchten Verdünnungsfaktoren (Vf 2 bis Vf 32) keine 20 %-ige Hemmung der Testorganismen. Deshalb ergeben sich rechnerisch durch Extrapolation mit den Regressionslinien ($y = -0,45 \times x + 15,24$ bzw. $y = -0,57 \times x + 17,71$) mit Korrelationsfaktoren von $r = 0,98$ bzw. $r = 0,96$ (n jeweils 5) maximale Hemmungen bei unverdünnten Versuchsansätzen von ca. 15 % bzw. 18 %.

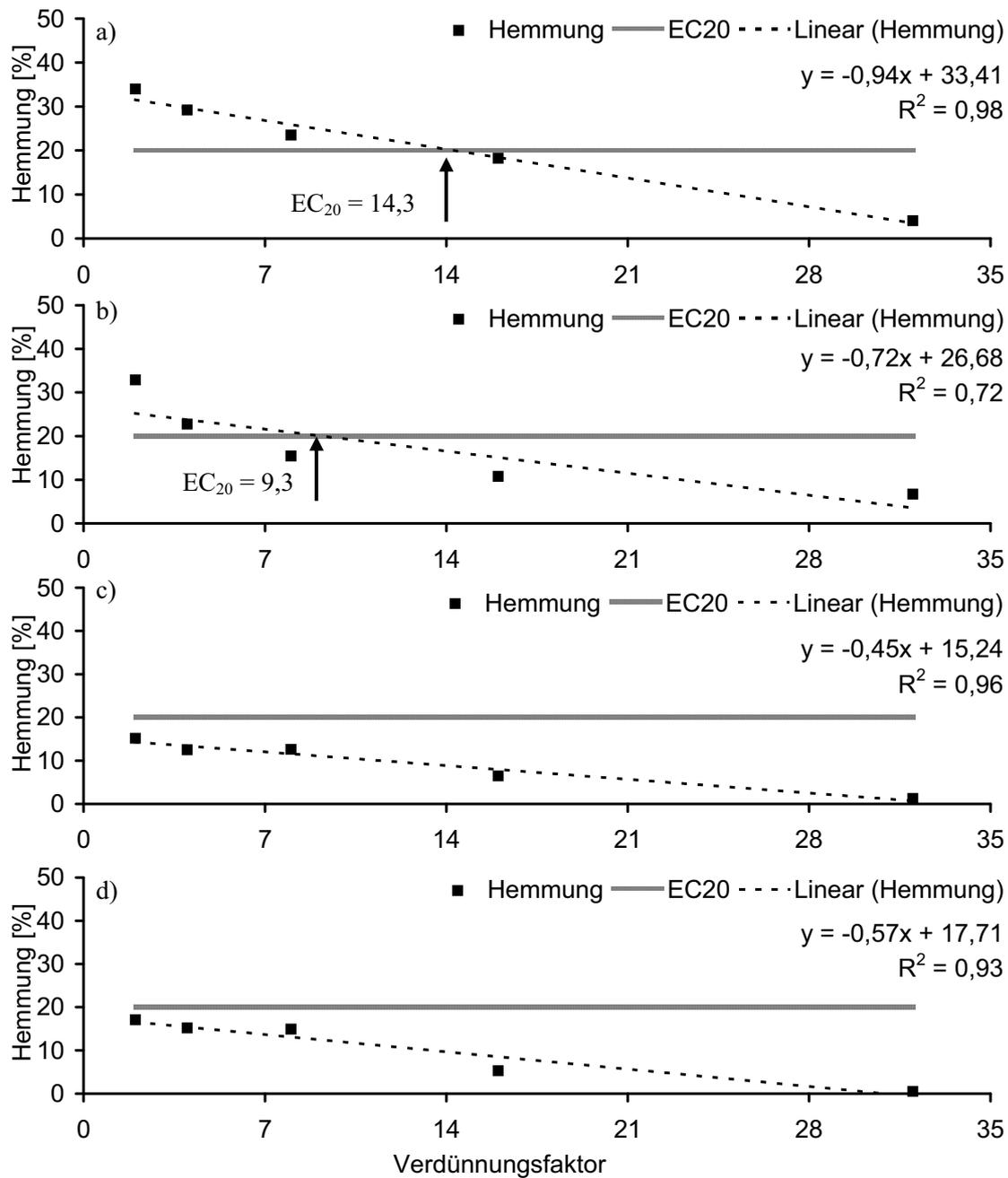


Abb. 63: Hemmwirkung der Kreislaufsickerwässer aus der Rotte frischer Restabfälle nach a) vier Rottemonaten, b) acht Rottemonaten, c) zwölf Rottemonaten und d) 30 Rottemonaten der Nachrotte 1 stabilisierter Restabfälle im Protozoen-TOXKIT ($EC_{20} = G_P$).

Die mit zunehmender Rottedauer und Sickerwasserkreislaufführung fallende Sickerwassertoxizität wurde nur durch die parallel zum Protozoen-TOXKIT ausgeführten „Fischtests“ (Abb. 30) bestätigt. Die „Leuchtbakterientests“ und „Daphnientests“ zeigten dagegen eine geringe, aber nahezu konstant Toxizität der Sickerwässer an (Kapitel: 5.7, Abb. 30).

Zusammengefasst wird somit aus Abb. 64 deutlich, dass die in den vier Toxizitätstests verwendeten Testorganismen aus drei Trophieebenen (Tab. 4) unterschiedlich auf die untersuch-

ten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche reagierten. Ursache dafür können variierende Schadstoffempfindlichkeiten (bis Faktor 10000) aufgrund der sehr spezifischen Wirkung toxischer Stoffe auf einzelne Stoffwechselprozesse (SCHMITZ et al., 1992) von Testorganismen auf dasselbe Stoffgemisch unter vergleichbaren Bedingungen sein (RUDOLPH, 1992).

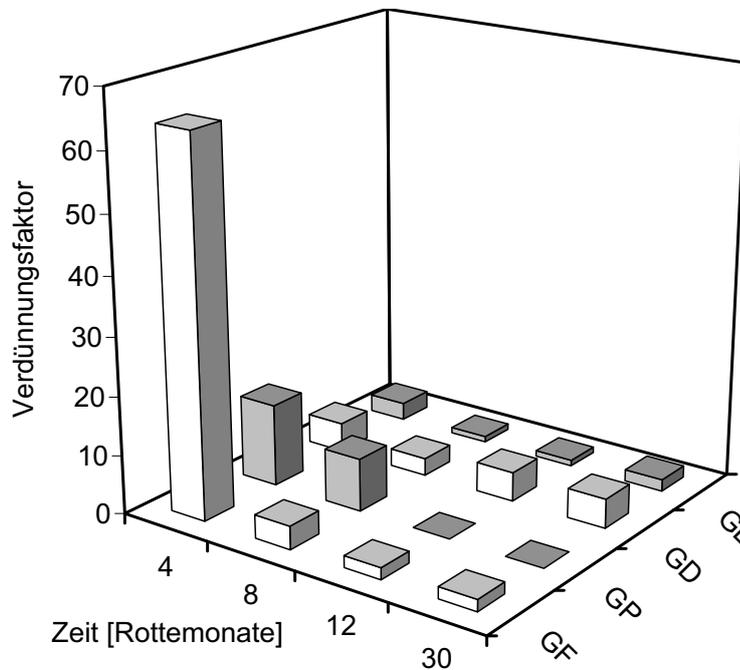


Abb. 64: G_x -Werte der untersuchten Sickerwässer der Rotteversuche mit Sickerwasserkreislauf.

Deshalb wurden die Eigenschaften der untersuchten Sickerwässer mit den Toxizitätskennwerten (G_x -Werte) korreliert (Anhang: Tab. 21 bis Tab. 26). Für die sich daraus ergebenden Zusammenhänge wurden in Tab. 18 die Korrelationskoeffizienten (r) dargestellt und $r \geq 0,90$ abgestuft grau markiert. Dabei verdeutlicht die Häufigkeit und Intensität der Graumarkierungen die Empfindlichkeit (E) der Testorganismen gegenüber den Sickerwasserinhaltsstoffen (Tab. 18: Spalten G_D , G_F , G_L , G_P).

Tab. 18: Korrelationskoeffizienten der linearen Regressionen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche zu den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P |
|---------------------------------|--------|--------|--------|-------|
| pH | 0,20 | 0,81 | 0,72 | 0,93 |
| Cl ⁻ | 0,10 | 0,36 | 0,14 | 0,41 |
| Leitfähigkeit | 0,14 | 0,49 | 0,00 | 0,40 |
| NH ₄ ⁺ -N | 0,33 | 1,00 | 0,87 | 0,79 |
| NO ₃ ⁻ -N | 0,68 | 0,91 | 0,90 | 0,48 |
| NO ₂ ⁻ -N | 0,22 | 0,94 | 0,65 | 0,79 |
| BSB ₅ | 0,17 | 0,99 | 0,80 | 0,88 |
| CSB | 0,17 | 0,85 | 0,49 | 0,74 |
| Pb | 0,47 | 0,95 | 0,77 | 0,66 |
| Cd | 0,37 | 0,60 | 0,24 | 0,37 |
| Cr | 0,20 | 0,89 | 0,55 | 0,77 |
| Fe | 0,47 | 0,17 | 0,36 | 0,45 |
| Cu | 0,22 | 0,46 | 0,00 | 0,33 |
| Ni | 0,62 | 0,14 | 0,37 | 0,52 |
| Zn | 0,28 | 0,57 | 0,17 | 0,40 |
| r = | ≥ 0,99 | ≥ 0,95 | ≥ 0,90 | |

Somit wies der „Fischttest“ (Tab. 18: Spalte G_F) die höchste Empfindlichkeit gegenüber den Kreislaufsickerwässern der Restabfallrotte auf. Dabei wird die höhere Empfindlichkeit des „Fischtests“ im Vergleich zum „Leuchtbakterientest“ (Tab. 18: Spalte G_L) durch Untersuchungen von Deponiesickerwässern (HAMACHER & OBST, 1986; ZANDER-HAUCK et al., 1993) gestützt, entspricht aber nicht umfassenden neueren Abwasseruntersuchungen von DIEHL et al. (2004). Ursache für die höhere Empfindlichkeit des „Fischtests“ kann Ammonium gewesen sein, das sich mit zunehmendem pH-Wert in Ammoniak umwandelt. Ammoniak durchdringt leichter als Ammoniumstickstoff Zellmembranen und schädigt bei Fischen z.B. Kiemen. In Folge dessen reagieren Fische empfindlicher auf Ammonium/Ammoniak als z.B. Leuchtbakterien (FENT, 2003). Somit konnte vermutlich trotz pH-Wert-Einstellung und Belüftung (Nitrifikation) der Sickerwasserproben gemäß DIN 38412 L34 eine vorrangige Ammoniumtoxizität der untersuchten Kreislaufsickerwässer während der „Fischtests“ nicht verhindert werden.

Die etwa gleiche Empfindlichkeit des „Leuchtbakterientests“ im Vergleich zum Protozoen-TOXKIT (Tab. 18: Spalten G_L und G_P) für die untersuchten Sickerwässer wurde durch Untersuchungen von Sickerwässern der mechanisch aerob-biologischen Abfallbehandlung untermauert (FERRES et al., 1997). Die Toxizitätskennwerte des „Daphnientests“ (Tab. 18: Spalte G_D) zeigen dagegen keine engen Zusammenhänge zu den Sickerwasserinhaltsstoffen mit Ausnahme zu den Nitratstickstoffkonzentrationen. Deshalb reagierte der „Daphnientest“ wie in Untersuchungen von Deponiesickerwässern (ZANDER-HAUCK et al., 1993) weniger empfindlich als der „Leuchtbakterientest“. Mögliche Ursache für unterschiedliche Empfindlichkeiten von Testorganismen auf dasselbe Stoffgemisch kann auch die Anwesenheit gelöster Huminstoffe sein, die z.B. in Form von Huminsäuren durch FRANKE (2004) (siehe Kapitel: 6.2) nachgewiesen wurden, die sowohl eine Abnahme aber auch eine Steigerung der Toxizität von Schadstoffen z.B. gegenüber Daphnien hervorrufen können (SCHNAUFER, 1994). Die Ursachen für die Empfindlichkeitsunterschiede der Testorganismen wurden in der vorliegenden Arbeit nicht weitergehend untersucht und ergeben deshalb zusätzlichen Forschungsbedarf.

Aufschluss über die Wirkung von Einzelstoffen bzw. Stoffgruppen der Sickerwässer auf die Toxizitätskennwerten zeigen die Graumarkierungen der Zeilen in Tab. 18. Daraus wird deutlich, dass die mit zunehmender Rottedauer und Sickerwasserkreislauf erfolgte Minimierung der leicht biologisch abbaubaren organischen Substanzen (BSB_5 -Konzentrationen) und die Eliminierung der Konzentrationen von Ammoniumstickstoff den stärksten Einfluss auf die Sickerwassertoxizität hatten. Dabei wird der Zusammenhang aus abnehmenden organischen Sickerwasserbelastungen, steigender Nitrifikation des Ammoniumstickstoffs und fallender Toxizität durch Sickerwasseruntersuchungen von HAGENDORF (1992), ZANDER-HAUCK et al. (1993) und FERRES et al. (1997) untermauert. Die die CSB-Konzentrationen verursachenden organischen Verbindungen wurden dagegen nur in geringerem Umfang abgebaut und hatten deshalb einen kleineren Einfluss auf die Toxizität (Tab. 18). Somit wurde bestätigt, dass insbesondere die schwer biologisch abbaubaren „Rest“-CSB-Belastungen keine toxische Wirkung auf Organismen haben (EHRIG, 1988). Die toxische Wirkung von Nitrat- bzw. Nitritstickstoff begründen sich gegenüber Fischen (Tab. 18) aufgrund der Bildung von Methämoglobin (Oxidationsprodukt des Hämoglobins), die die Sauerstoffversorgung reduziert (FENT, 2003). Für die untersuchten Schwermetallionen der Sickerwässer bestand nur für die Bleikonzentrationen ein herausragender Zusammenhang zur Toxizität gegenüber Fischen (Tab. 18), die auf Reaktionen mit Proteinen bzw. der Inaktivierung von Enzymsystemen zurückgeführt werden kann (MOWAT, 1976). Für die Konzentrationen der Cadmium-, Chrom-,

Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zinkionen bestand im Vergleich zur Konzentration der Bleiionen nur ein geringer oder kein Zusammenhang zur Toxizität (Tab. 18). Möglicherweise war die Schwermetallionentoxizität verringert, da die ökotoxikologische Wirkung von Schwermetallionen im Wasser nicht nur von der Total-Ionenkonzentration, sondern von der Konzentration freier Ionen abhängt (LEONHARD & PFEIFFER, 1985). Wie in Kapitel 6.2 festgestellt, hingen die Schwermetallionenkonzentrationen stark von den organischen Sickerwasserinhaltsstoffen ab (Abb. 61, Abb. 62). Deshalb fungierten die organischen Substanzen vermutlich zusätzlich zu Salzen als Liganden, die die Bioverfügbarkeit und damit die Toxizität der Schwermetallionen senkten (FENT, 2003).

Zusammenfassende Beurteilung der Auswirkungen des Kreislaufs auf die Toxizität der Sickerwässer der Rotteversuche

Die Untersuchung der Sickerwassertoxizität mit Testorganismen aus drei Trophieebenen zeigte eine von Beginn (vier Rottemonate) andauernde geringe toxische Wirkung der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche. Eine Ausnahme stellte die Toxizität im „Fischtest“ dar, die jedoch wahrscheinlich auf einer vorrangigen Abhängigkeit zu den Konzentrationen von Ammoniumstickstoff beruhte. Da Ammoniumstickstoffkonzentrationen in den Sickerwässern bis etwa zum Ende des siebten Rottemonats nahezu eliminiert waren, fiel in Folge auch die Fischtoxizität.

Trotz der geringen Toxizität der Kreislaufsickerwässer der Rotteversuche wurden die diesbezüglichen Grenzwerte für die „Fischgiftigkeit“ und „Daphniengiftigkeit“ zur Vermischung mit anderen Abwässern zur nachgeschalteten biologischen Behandlung nach AbwV (Anhang 23, Teil D) überschritten (Tab. 19). Dabei lag jedoch für die Sickerwässer des Lysimterversuchs bereits nach dem achten Rottemonaten nur eine geringfügige Überschreitung der „Fischgiftigkeit“ ($G_F = 4$) und im weiteren Verlauf der „Daphniengiftigkeit“ ($G_D = 5$) vor, die auch mit dem Sickerwasser des Nachrotteversuchs nach 30. Rottemonaten bestätigt wurde. Somit ist zur notwendigen nachgeschalteten Reinigung vergleichbarer Sickerwässer (siehe auch Kapitel: 6.2) aufgrund der relativ engen Korrelation des „Daphnientests“ mit den Konzentrationen von Nitratstickstoff (Tab. 18: Spalte G_D) eine Denitrifikation vorzusehen.

Tab. 19: Anforderungen an Abwasser vor Vermischung (AbwV: Anhang 23, Teil D) im Vergleich zu den untersuchten Kreislaufsickerwässern der Rotteversuche.

| Toxizitätstest | Grenzwert zur Vermischung | Lysimeterversuch | Nachrotteversuch |
|-----------------------------|---------------------------|---|------------------|
| „Leuchtbakteriengiftigkeit“ | 4 | kleiner | kleiner |
| „Daphniengiftigkeit“ | 4 | größer, nur nach 8 Rottemonaten kleiner | größer |
| „Fischgiftigkeit“ | 2 | größer, nach 12 Rottemonaten erfüllt | erfüllt |

6.4 Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender, 30 Monate dauernder Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

Die Stabilität organischer Substanzen in Sickerwasser aus weitestgehend, aerob-biologisch und mit Sickerwasserkreislauf stabilisierten Restabfällen sollte exemplarisch mit einem Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 mit 30 Monaten Rottezeit in Abbauversuchen untersucht werden (siehe Kapitel: 4.5 und 5.8). Dabei wurden in sterilisierten Proben des Sickerwassers aufgrund der Verdunstung (Abb. 31: 30°C: 17 Masse-%; 50°C: 32 Masse-%; 70°C: 84 Masse-%) nach 14-tägiger Untersuchung angestiegene CSB-Konzentrationen festgestellt und deshalb die CSB-Frachten zu Versuchsbeginn und -ende berechnet. Daraus ergaben sich die in Abb. 65 dargestellten Verminderungen der CSB-Frachten bei 30°C um 0,07 % (Vk 0,16; n 3), bei 50°C um 12,1 % (Vk 0,02; n 3) und bei 70°C um 16,2 % (Vk 0,03; n 3) mit einem logarithmischen Verlauf ($y = 19,44 \times \ln(x) - 65,45$, $r = 0,98$; n 9) in Beziehung zur Temperatur.

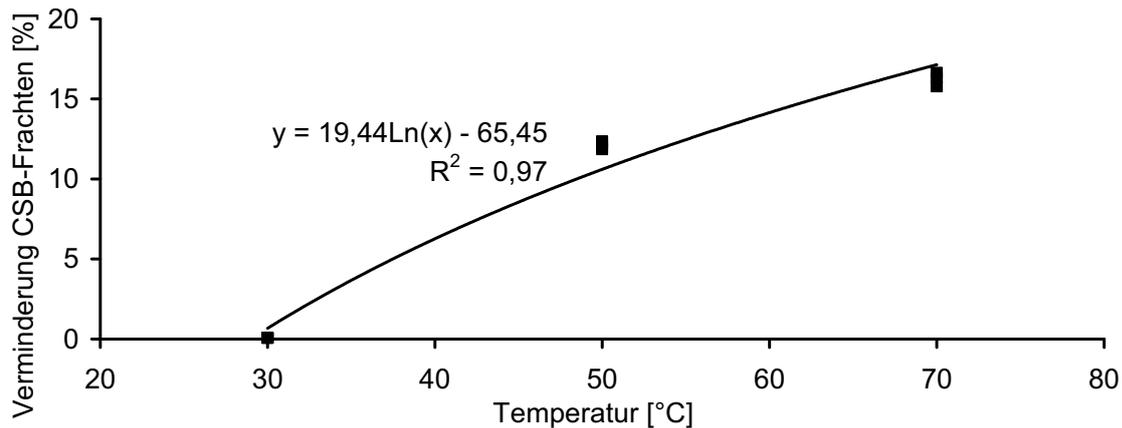


Abb. 65: Verminderung der CSB-Frachten in sterilisierten Proben eines Sickerwassers aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rottemonaten aufgrund von Temperatureinwirkung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.

Aus Abb. 65 wird außerdem deutlich, dass sich organische Sickerwassersubstanzen z.B. durch wasserdampfgebundenes Ausstrippen (FALBE & REGITZ, 1995) erst bei höheren Temperaturen (STOCKINGER & CUHLS, 2002) als 30°C verflüchtigen. Die Verringerung der CSB-Frachten um maximal 16 % bei 70°C innerhalb von 14 Tagen spricht aber auch für die Stabilität der organischen Sickerwasserverbindungen gegenüber Temperatureinwirkung. Untersuchungen einer Teilprobe dieses Sickerwassers mit der Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) bestätigten diese Thermostabilität der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe, da im Temperaturbereich von 110°C bis 700°C maximale Ionenintensitäten organischer Substanzen bei 400°C gemessen wurden (FRANKE, 2004). Da thermisch labile Substanzen während der Abfallrotte zuerst und schnell abgebaut werden (LEINWEBER et al., 2002), untermauert die Thermostabilität der organischen Substanzen des Weiteren die biologische Stabilität der organischen Sickerwasserbestandteile und gleichzeitig auch die der für die RSR-Versuche verwendeten stabilisierten Restabfälle.

Die biologische Stabilität der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe wurde parallel zu diesen Untersuchungen in mikrobiellen Abbauprobversuchen bei 30°C, 50°C und 70°C in belüfteten und unbelüfteten Varianten innerhalb von 14 Tagen analysiert (Kapitel: 5.8). Dabei war für die unbelüfteten Varianten der mikrobiellen Abbauprobversuche die Verdunstung bei 30°C mit 16 Masse-%, bei 50°C mit 34 Masse-% und bei 70°C mit 81 Masse-% vergleichbar groß zu den Untersuchungen der sterilisierten Sickerwasserproben (Abb. 31, Abb. 33). Die Bläschenbelüftung (B) erhöhte die Verdunstung während der mikrobiellen Abbauprobversuche bei 30°C bzw. 50°C jeweils um etwa 2 Masse-% und die Rotationsbelüftung (R) verursachte die höchste Verdunstung von 18 Masse-% bei 30°C und 36 Masse-% bei 50°C. Aufgrund der hohen

Verdunstungsverluste mit den sterilisierten Sickerwasserproben wurden die mikrobiellen Abbauprobversuche bei 70°C auf die unbelüfteten Varianten beschränkt, so dass kein Vergleich der Verdunstungsraten in Abhängigkeit von der Belüftungsart möglich war.

Aufgrund der Sickerwasserverdunstung mussten für die mikrobiellen Abbauprobversuche wiederum die jeweiligen CSB-Frachten der Varianten am Versuchsbeginn und ende und deren Veränderung berechnet werden (Anhang Tab. 27: Spalte „CSB-F_{Red}“). Im nächsten Schritt wurde der aus den Untersuchungen der unbelüfteten sterilisierten Sickerwasserproben ermittelte temperaturabhängige Ausstrippanteil (Abb. 65: 30°C: 0,1 %, 50°C: 12 %, 70°C 16 %) abgezogen (Anhang Tab. 27: Spalte „CSB-F_{RedSiwa}“). Dabei stellt diese Verminderung der CSB-Frachten für die belüfteten Varianten (B, R) der mikrobiellen Abbauprobversuche nur einen Näherungswert dar, da sie nicht in sterilisierter Form untersucht worden waren. Daraus ergab sich schließlich eine temperaturabhängige Verminderung der CSB-Frachten von durchschnittlich 24,6 % (Vk 0,08 n 6) bei 30°C, 13,0 % (Vk 0,14; n 6) bei 50°C und 0,2 % (Vk 0,71; n 2) bei 70°C (Abb. 66) mit einer umgekehrten Temperaturabhängigkeit im Vergleich zu den Untersuchungen der sterilisierten Sickerwasserproben. Dabei ist aufgrund von Abb. 66 keine stärkere Verminderung der CSB-Frachten bezüglich der Bläschen- (B) bzw. Rotationsbelüftung (R) in den Varianten und damit keine Abhängigkeit zur Verdunstung (siehe oben) gegeben. Die unbelüfteten Varianten hatten jedoch bei gleicher Inkubationstemperatur die kleinsten Verringerungen der CSB-Frachten.

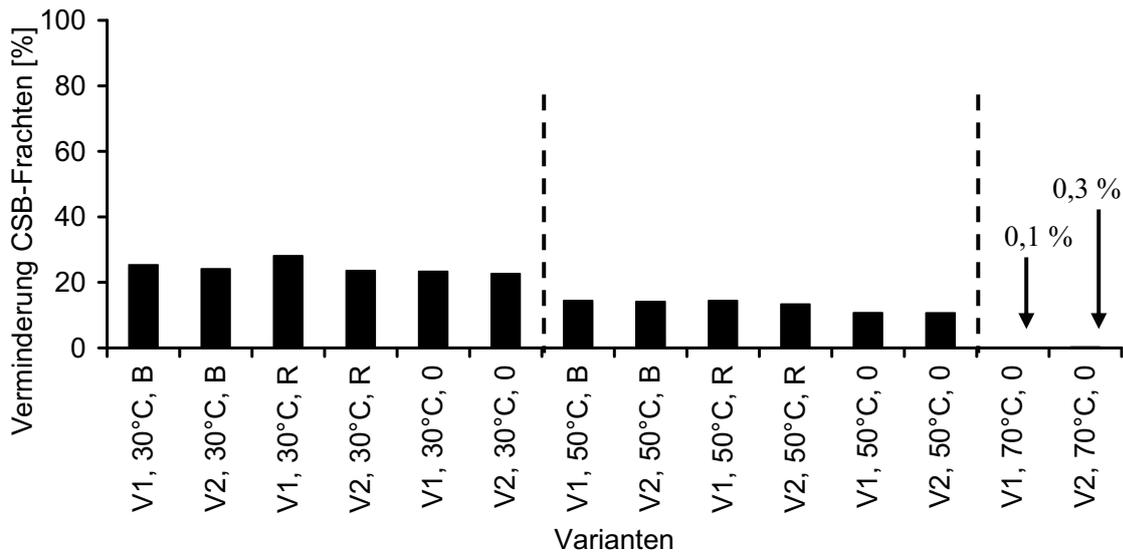


Abb. 66: Verminderungen der CSB-Frachten im Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 nach 30 Rotte-monaten während mikrobieller Abbauversuche mit B = Bläschenbelüftung, R = Rotationsbelüftung und 0 = ohne Belüftung bei 30°C, 50°C und 70°C innerhalb von 14 Tagen.

Die Ursachen der aus Abb. 66 hervorgehenden Verminderungen der CSB-Frachten konnten aufgrund der zugrunde liegenden Messungen der CSB-Konzentrationen nicht geklärt werden, woraus sich zusätzlicher Forschungsbedarf ergibt. Dabei ist für die Varianten bei 30°C der mikrobiellen Abbauversuche z.B. ein cometabolischer Angriff refraktärer Sickerwasserinhaltsstoffe denkbar, bei dem als notwendige leicht biologisch abbaubare Kohlenstoffquellen die die geringe BSB₅-Konzentration darstellenden Substanzen genutzt wurden (siehe Kapitel: 2.7.2). Dafür sprechen die nahezu konstanten KBE-Frachten der belüfteten und unbelüfteten Varianten bei 30°C (Abb. 35: Verringerung der KBE-Frachten um nur durchschnittlich 10 %), die kein mikrobielles Wachstum anzeigen (siehe Kapitel: 2.7) und außerdem vermutlich einen nahezu konstanten Biomasseanteil an den CSB-Konzentrationen darstellten. Außerdem wurden als typischer Vertreter der Reifephase der Restabfallrotte Actinomyceten mit einer KBE von $5,8 \times 10^4$ bei 35°C bzw. $4,0 \times 10^2$ bei 50°C im untersuchten Sickerwasser mit einem Antibiotica-Agar (Kapitel: 4.5.5) nachgewiesen, die zum Abbau refraktärer Substanzen befähigt sind (siehe Kapitel: 2.3). Zusätzlich zu Actinomyceten konnten mit Phenol-Agar I (Kapitel: 5.8) Mikroorganismen mit einer KBE von $2,0 \times 10^3$ (Abb. 38: nur Anzahl gelber Kolonien nach Kapitel: 4.5.6: Wachstumstests) nachgewiesen werden, die relativ schwer biologisch abbaubares Phenol (BIDLINGMAIER & MÜSKEN, 1997) als einzige Kohlenstoffquelle nutzten.

Für die Varianten bei 50°C deutet das mikrobielle Wachstum gekennzeichnet durch eine starke Erhöhung der KBE-Frachten um 300 % in den belüfteten Varianten (Abb. 35) nicht nur die Verwertung der zu Beginn vorhandenen leicht biologisch abbaubaren organischen Substanzen im Sickerwasser (BSB₅-Konzentration) sondern vermutlich auch die Freisetzung vergleichbarer organischer Substanzen in Folge der Temperatureinwirkung (siehe oben: Untersuchung sterilisierter Proben des Sickerwassers) an. Die Erhöhung der KBE-Frachten bedeutete auch eine Steigerung der Biomasse und führte vermutlich deshalb zu einer Überlagerung bei der Messung des mikrobiellen Abbaus organischer Sickerwasserinhaltsstoffe in Form der CSB-Konzentrationen.

Für die unbelüfteten Varianten bei 70°C kam es vermutlich zusätzlich zu einer sauerstoffabhängigen Limitierung der Mikroorganismen durch temperaturbedingte Hygienisierung (RICHARD, 1992; PALMISANO & BARLAZ, 1996; HASSEN et al., 2001) zu einer nahezu vollständigen Eliminierung der mit der KBE-Bestimmung erfassbaren lebensfähigen Mikroorganismen und deshalb zu keiner mikrobiellen Verminderung der CSB-Frachten. Somit wurde durch die Bestimmung der KBE-Frachten der mikrobiellen Abbaueversuche außerdem belegt, dass im Sickerwasser auch aus weitestgehend biologisch stabilisierten Restabfällen lebensfähige Mikroorganismen vorhanden sind (FILIP, 1979; COLLINS & SPILLMANN, 1985). Diese Mikroorganismen leben im Sickerwasser bevorzugt unter aeroben und mesophilen sowie thermophilen Bedingungen.

Zusammenfassende Beurteilung zur Untersuchung der Stabilität organischer Sickerwasserinhaltsstoffe nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf

Ein Kreislaufsickerwasser aus Nachrotteversuch 1 stabiler Restabfälle in RSR nach 30 Rottemonaten wurde exemplarisch in Abbaueversuchen auf die Stabilität der organischen Inhaltsstoffe untersucht. Dabei stellte sich mit sterilisierten Proben dieses Sickerwassers während der 14-tägigen Versuchsdauer eine mit zunehmender Temperatur (30°C, 50°C und 70°C) ansteigende Verdunstung ein. In Folge dessen lagen am Versuchsende erhöhte CSB-Konzentrationen vor. Deshalb wurden die CSB-Frachten zu Versuchsbeginn und ende mit einander verglichen und eine mit steigenden Temperaturen stärkere Verringerung der CSB-Frachten festgestellt. Dabei waren die CSB-Frachten bei 30°C nahezu gleich groß und verringerten sich vermutlich durch wasserdampfgebundenes Ausstrippen bei 50°C um 12,1 % bzw. bei 70°C um maximal 16 %. Zusätzlich dazu belegt die kleine Verminderung der CSB-Frachten bei 70°C innerhalb von 14 Tagen die typische Thermostabilität biologisch stabiler organischer Substanzen.

Die biologische Stabilität der organischen Inhaltsstoffe dieses Sickerwasser wurde in mikrobiellen Abbauprobversuchen mit unsterilisierten Proben untersucht. Dabei ergab sich nach Abzug des möglichen Ausstrippanteils mit einer umgekehrten Temperaturabhängigkeit im Vergleich zu den Untersuchungen der sterilisierten Sickerwasserproben eine maximale Verminderung der CSB-Frachten von 24,6 % bei 30°C innerhalb von 14 Tagen. Die mikrobielle Verringerung organischer Sickerwasserinhaltsstoffe bei 50°C wurde vermutlich durch mikrobielles Wachstum, gekennzeichnet durch gestiegene KBE-Frachten, überlagert und kann deshalb nicht sicher abgegrenzt werden. Bei 70°C wurde keine mikrobielle Verminderung der CSB-Frachten festgestellt, vermutlich aufgrund einer Sickerwasserhygienisierung gekennzeichnet durch eine Eliminierung der mit der KBE-Bestimmung erfassbaren Mikroorganismen. Aus den mikrobiellen Abbauprobversuchen wird des Weiteren deutlich, dass im Sickerwasser aus weitestgehend aerob-biologisch stabilisierten Restabfällen aerob lebende, mesophile und thermophile Mikroorganismen vorhanden sein können.

Da im untersuchten Sickerwasser nur die CSB-Frachten aber nicht die CSB-Konzentrationen während der Abbauprobversuche vermindert waren, wurden der CSB-Grenzwert von 200 mg/l für eine Direkteinleitung in Gewässer bzw. 400 mg/l zur Vermischung mit anderen Abwässern nach AbwV (Anhang 23, Teil C, Teil D) überschritten. Deshalb ist eine nachgeschaltete Reinigung notwendig, auf die bereits in Kapitel 6.2 eingegangen wurde.

Literatur

1. Angerer, T.; Lorber, K.E. (2003): Abgasemissionen und Abgasreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 3. Immissions- und Gewässerschutz – Qualitätssicherung - Logistik und Verwertung - Deponierung der Schwerfraktion. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 105-119
2. Alef, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten – Biomasse – Differenzierung. Landsberg/Lech: Ecomed, S. 284
3. Anton, W.; Jank, M.; Schnabel, R.; Ochmann, C. (2002): Biocompounds als Trägermaterial zur komplexen Abwasserreinigung. KA –Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 49 (9), 1222-1227
4. Atlas, R.M.; Bartha, R. (1987): Microbial ecology: Fundamentals and applications. 2. Aufl., Menlo Park CA: The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., S. 533
5. Barjenbruch, M.; Stähle, H. (2004): Biofilter in der kommunalen Abwasserreinigung. Kennzahlenbildung aus Betriebsdaten und –erfahrungen. KA-Abwasser, Abfall 51 (11), 1240-1246
6. Bartsch, H.J. (1993): Taschenbuch mathematischer Formeln. 15., neubearb. Aufl., Leipzig: Fachbuch-Verlag, S. 669
7. Baumgart, J. (Hrsg.) (2001): Mikrobiologische Untersuchung von Lebensmitteln. 3. Aufl. auf CD-ROM, Lemgo: Behr's Verlag
8. Bidlingmaier, W., Müsken, J. (1997): Biotechnologische Verfahren zur Behandlung fester Abfallstoffe. In: Ottow, J.C.G.; Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Umweltbiotechnologie. Stuttgart: Gustav Fischer, 139-201
9. Böning, T; Doedens, H. (2002): Abwasser aus MBA. In: 4. Niedersächsische Abfalltage: Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung mit Ablagerung und Verwertung. 19.02. und 20.02.2002, Hannover, 119-132
10. Braunisch, F.; Friehmelt, V.; Schneider-Fresenius, W.; Gidarakos, E. (2005): Verfahren zum Abbau organischer Schadstoffe in Abwasserbehandlungsanlagen. KA-Abwasser, Abfall 52 (4), 415-426
11. Breuer, W. (2000): Optimierung des Schwäbisch Haller Verfahrens zur Belüftung von Müllrottemieten. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Diplomarbeit, S. 110
12. Brummack, J.; Polster, A. (2004): Das Dombelüftungsverfahren - ein vielseitig einsetzbares Belüftungsverfahren für offene Rottemieten auch nach 2005. In: Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.): Abfallforschungstage 2004. Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft. Göttingen: Cuvillier, 194-210
13. Butz, W. (2004): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA). Wasser, Luft und Boden. Zeitung für Umwelttechnik 48 (1-2), 47-49
14. Collins, H.J.; Spillmann, P. (1974): Lagerungsdichte, Abbautemperaturen, Sickerwasseranfall und -belastung in einer Rottedeponie in Abhängigkeit von der Vorbehandlung des Mülls. Müll und Abfall (3), 71-81
15. Collins, H.J.; Spillmann, P. (1977): Beeinflussung von Sickerwassermenge und -belastung durch Nutzung von Rottevorgängen in Deponien. Bericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Vorhaben CO 76/8 und Fortsetzung CO 76/14 (22.11.1977), S. 16

16. Collins, H.J. & Spillmann, P. (1980): Verminderung der Sickerwassermenge aus hochverdichteten Abfalldeponien durch gezielte Ausnutzung der potentiellen Verdunstung. Braunschweig: Techn. Universität, Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Bericht Nr. 482, S. 15
17. Collins, H.J.; Spillmann, P. (1985): Einflüsse der Deponietechnik auf die Belastung der Umwelt. Forum Städte-Hygiene (36) (Sonderdruck), Hannover: Patzer, 2-19
18. Cord-Landwehr, K. (1986): Stabilisierung von Mülldeponien durch eine Sickerwasserkreislaufführung. Hannover: Universität, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Veröffentlichung Nr. 66, S. 340
19. Craig, P.J.; Jenkins, R.O. (2004): Organometallic compounds in the environment: A overview. In: Hirner, A.V.; Emons, H. (Hrsg.): Organic metal and metalloid species in the environment. Analysis, distribution, processes and toxicological evaluation. Berlin: Springer, 1-15
20. Cypionka, H. (1999): Grundlagen der Mikrobiologie. Berlin: Springer, S. 277
21. Dach, J. (1999): Ziel in Reichweite - Bei der Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Siedlungsabfälle können die TASI-Schutzziele weitestgehend erreicht werden. Müllmagazin (1), 28-32
22. Danhamer, H.; Jager, J. (1999): Sickerwasseremissionen von mechanisch-biologisch und thermisch vorbehandelten Siedlungsabfällen. Entsorgungspraxis (9), 31-35
23. Das, K.C.; Smith, M.C.; Gathie, D.K.; Hale Boothe, D.D. (2002): Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process. Advances in environmental research (6), 401-409
24. Degener, P. (2000): Ecological desirable disposal and exploitation of solid waste for Latakia City - Syrian Arabian Republic. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Diplomarbeit, S. 120
25. Degener, P.; Franke, M.; Spillmann, P.; Sprenger, B. (2004): Rottesimulationsreaktoren zur Optimierung der aerob biologischen Restabfallbehandlung. Müll und Abfall (8), 373-377
26. Diaz-Bone, R.A.; Menzel, B.; Barrensteine, A.; Hirner, A.V. (2004): Methylated metal(loid) species in biological waste treatment. In: Hirner, A.V.; Emons, H. (Hrsg.): Organic metal and metalloid species in the environment. Analysis, distribution, processes and toxicological evaluation. Berlin: Springer, 97-112
27. Diehl, K.; Bütow, E.; Hagendorf, U. (2004): Erhebung von Biotestdaten im Abwasserbereich. KA-Abwasser, Abfall (11), 1247-1256
28. Dippert, T. (2004): Verfahrens- und Prozesstechnik der Abfallbehandlungsanlage Rosenow. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Umweltingenieurwesen, Fachgebiet Abfallwirtschaft (Hrsg.): 7. Dialog Abfallwirtschaft M-V. Vorbereitung auf den 1. Juni 2005 - Stand der Umsetzung der aktuellen Rechtslage.
29. Doedens, H.; Cuhls, C.; von Felde, D.; Ketelsen, K.; Bröker, E.; Fehre, E.; Giebel, B. (2000): Mechanisch-biologische Vorbehandlung von Restabfällen in Niedersachsen. Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung der drei MBV-Demonstrationsanlagen. Hannover: Universität, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Fachgebiet Abfallwirtschaft (ISAH); Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung (IBA) (Hrsg.), S. 411

30. Doedens, H. (2004): Stand und technische Entwicklung der MBA. In: 5. ASA-Abfalltage: Countdown 2005 - Chancen, Risiken und Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. 19.02. und 20.02.2004, Hannover, 107-118
31. Ehl, U.; Rochmes, M.; Schreiber, S. (2004): Praxisbericht: Gezielte Infiltration von Sickerwasser. In: Lorber, K. E.; Staber, W.; Novak, J.; Prochaska, M.; Maier, J.; Kastl, I. (Hrsg.): DepoTech 2004. Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft. Essen: Glückauf, 113-118
32. Ehrig, H.J. (1978): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. In: Braunschweig: Techn. Universität, Institut für Stadtbauwesen, Veröffentlichung Nr. 26, S. 221
33. Ehrig, H.J. (1986 a): Abwassertechnische Parameter. In: Collins, H.J. (Kordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 93-111
34. Ehrig, H.J. (1986 b): Untersuchungen über die biologische Abbaubarkeit von Sickerwässern aus Lysimetern. In: Collins, H.J. (Kordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 241-260
35. Ehrig, H.J.; Mennerich, A. (1987): Sickerwasserreinigung mit rotierenden Tauchkörpern unter besonderer Berücksichtigung der Deponien mit Kreislaufführung. Braunschweig: Techn. Universität, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, S. 87
36. Ehrig, H.J. (1988): Inhaltsstoffe von Deponiesickerwässern. In: Kayser, R.; Albers H. (Hrsg.): Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien. Braunschweig: Techn. Universität, Zentrum für Abfallforschung, Veröffentlichung Nr. 3, 59-94
37. Ehrig, H.J. (1998): Anforderungen und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung. Bundesministerium für Forschung u. Technologie (BMBF): BMBF-Verbundvorhaben "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" (Teilvorhaben 3/4)
38. Elster, H.J. (1987): Zusammenfassende Bewertung der Befunde. In: Lillelund, K. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten: Zur Problematik der Akkumulation von Umweltchemikalien in aquatischen Systemen. Ergebnisse aus dem Schwerpunktprogramm "Nahrungskettenprobleme". Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 299-304
39. Eschkötter, H.; Nassour, A. (2001): The mechanical-biological treatment of municipal solid waste (MSW) as a solution step in a waste disposal concept for the Arabic area. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftlich Fakultät, Fachbereich für Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft (Hrsg.): 11th EURO-ARAB Conference for the environment. Congress exhibition. Environmental technology and technology transfer. 24.4.-26.4.2001, 173-185
40. Eschkötter, H. (2004): Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung als Bestandteil eines verwertungsorientierten Stoffstrommanagements. Berlin: Erich Schmidt, S. 241
41. Fent, K. (2003): Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie und Ökologie. 2., überarb. u. erweit. Aufl., Stuttgart: Thieme, S. 332
42. Falbe, J.; Regitz, M. (Hrsg.) (1995): CD Römpp. 9., überarb. u. erweit. Aufl. des Römpp Chemie Lexikons auf CD-ROM, Version 1.0, Stuttgart: Thieme

43. Ferres, M.; Helfer, A.; Ehrig H.J. (1997): Anwendbarkeit biologischer Testverfahren bei der Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Siedlungsabfällen. *Entsorgungspraxis* (12), 54-64
44. Filip, Z. (1979): Untersuchungen zur umwelthygienisch relevanten biologischen und stofflichen Stabilisierung von Mülldeponien. *Wasser, Boden und Luft* (5), S. 67
45. Filip, Z. (1997): Appearance, structural characteristics and fate of humic substances in municipal wastes. In: Drozd, J.; Gonet, S.S.; Senesi, N.; Weber, J. (Hrsg.): *The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection. Proceedings of the 8th Meeting of the International Humic Substances Society*. Wroclaw, 805-810
46. Filip, Z.; Pecher, W.; Berthelin, J. (2000): Microbial utilization and transformation of humic acid-like substances extracted from a mixture of municipal refuse and sewage sludge disposed of in a landfill. *Environmental pollution* (109), 83-89
47. Filip, Z.; Berthelin, J. (2001): Analytical determination of the microbial utilization and transformation of humic acids extracted from municipal refuse. *Journal Anal. Chem.*, 675-681
48. Finstein, M.S.; Morris, M.L. (1975): Microbiology of municipal solid waste composting. *Advances in applied microbiology* (19), 113-151
49. Finstein, M.S. (1993): Composting in the context of municipal solid waste management. *Environmental Microbiology*, 355-374
50. Fischer, W.R. (1992): Definitionen, Abgrenzungen und Engpässe. In: Frimmel, F.H.; Abbt-Braun, G. (Hrsg.): *Refraktäre organische Säuren in Gewässern. Ergebnisse eines Rundgesprächs am 2. und 3. Juli 1990*. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, S. 274
51. Fjällborg, B.; Dave, G. (2003): Toxicity of copper in sewage sludge. *Environment international* 28 (8), 761-769
52. Franke, M.; Degener, P. (2003): Wasserhaushalt in der offenen Nachrotte von Restabfällen. *Müll und Abfall* (8), 406-409
53. Franke, M. (2004): Massenspektrometrische Untersuchungen an Prozesswässern und Feststoffen aus der aerob mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Umweltingenieurwesen, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Dissertation, S. 130
54. Fricke, K.; Wallmann, R.; Doedens, H.; Cuhls, C. (1997): Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): *Bio- und Restabfallbehandlung, biologisch-mechanisch-thermisch*. Witzenhausen: Baeza, 689-717
55. Fricke, K.; Franke, H.; Dichtl, N.; Schmelz, K.G.; Weiland, P.; Bidlingmaier, W. (2002 a): Biologische Verfahren zur Bio- und Grünabfallverwertung und Restabfallbehandlung. In: ATV-DVWK (Hrsg.): *ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung*. Berlin: Ernst & Sohn, 207-311
56. Fricke, K.; Niesar, M.; Einzmann, U.; Müller, W.; Turk, T. (2002 b): Abfallmengen und -qualitäten für biologische Verwertungs- und Behandlungsverfahren. In: ATV-DVWK (Hrsg.): *ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung*. Berlin: Ernst & Sohn, 47-92
57. Fricke, K.; Goedecke, H. (2003): Aerobe und anaerobe Verfahren zur Restabfallbehandlung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): *Bio- und Restabfallbehandlung VII. biologisch-mechanisch-thermisch*. Witzenhausen: Baeza, 497-518

58. Friedrich, R.; Fricke, K. (Hrsg.) (1998): Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TAsi für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Berlin: Erich Schmidt, S. 320
59. Fritsche, W. (2002): Mikrobiologie. 3., neubearb. Aufl., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 637
60. Freie Universität Berlin (2003): Informationsfaltblatt Protozoen-TOXKIT. Berlin: Freie Universität, Institut für Biologie, Ökotoxikologie/Biochemie, S. 4
61. Georgi, J. (2000): Kostengünstige Alternative. Nanofiltration für die industrielle Wasseraufbereitung. *Industrie Service* (5), 62-63
62. Göbbels, F.J. (2000): Untersuchung der chemischen Strukturmerkmale von Fulvin- und Huminsäuren aus den Sickerwässern von Haus- und Sondermülldeponien. Aachen: Techn. Hochschule, Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften, Dissertation, S. 230
63. Hagedorf, U. (1992): Zur Bewertung von Deponiesickerwässern durch Biotests. In: Pillmann, W. (Hrsg.): *Industrial waste management. Waste reduction and treatment, site remediation and water purification.* International society for environmental protection, 605-620
64. Hagedorf, U.; Bartocha, W.; Diehl K.; Feuerpfeil, I.; Hummel, A.; Lopéz-Pila, J.; Szewzyk, R. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen. *Wasser, Boden und Luft* (3), S. 123
65. Hahn, J. (2003): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung als Baustein für die vollständige Abfallverwertung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Ersatzbrennstoffe 3. Immissions- und Gewässerschutz – Qualitätssicherung - Logistik und Verwertung - Deponierung der Schwerfraktion.* Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 41-56
66. Hamacher, R.; Obst, U. (1986): Bewertung mikrobieller Umsetzungen in Deponiesickerwässern mit Enzymtests. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Deponiesickerwasserbehandlung.* Berlin: Erich Schmidt, 355-366
67. Hamoda, M.F.; Abu Qdais, H.A.; Newham, J. (1998): Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, conservation and recycling* (23), 209-223
68. Hansen, P.D. (1987): Biologische Testverfahren. In: Lillelund, K. (Hrsg.): *Bioakkumulation in Nahrungsketten: Zur Problematik der Akkumulation von Umweltchemikalien in aquatischen Systemen. Ergebnisse aus dem Schwerpunktprogramm "Nahrungskettenprobleme".* Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 152-158
69. Hartmann, L. (1992): *Biologische Abwasserreinigung.* 3. Aufl., Berlin: Springer, S. 258
70. Hassen, A.; Belguith, K.; Jedidi, N.; Cherif, A.; Cherif, M.; Boudabous, A. (2001): Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource technology* (80), 217-225
71. Hemming (2000): *Welt-Atlas.* CD-ROM, Landau/Pfalz
72. Henze, M. (2002): Basic biological processes. In: Henze, M.; Harremoes, P.; la Cour Jansen, J.; Arvin, E.; *Environmental engineering: Förstner, U.; Murphy, R.J.; Rulkens, W.H.* (Hrsg.): *Wastewater treatment. Biological and chemical processes.* 3. Aufl., Berlin: Springer, 65-123
73. Herrmann, R.F.; Shann, J.F. (1997): Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microbial ecology* (33), 78-85
74. Heyer, K.U.; Brinkmann, U.; Andreas, L. (1995): Beprobung von Abfallstoffen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR). Standardarbeitsvorschrift SAV 3. In: Wuppertal: Bergische Universi-

- tät/Gesamthochschule, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.): Tagungsband zum Statusseminar BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“ 1, 25.04. und 26.04.1995
75. Heyer, K. U.; Hupe, K.; Stegmann, R. (2000): Kontrollierte Befeuchtung und Bewässerung von Abfallablagerungen. VKS-News 42 (9), 5-8
76. Hopp, V. (2001): Globalization - a challenge for the future and the down side. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftlich Fakultät, Fachbereich für Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft (Hrsg.): 11th EURO-ARAB Conference for the environment. Congress exhibition. Environmental technology and technology transfer. 24.4-26.4.2001, 15-21
77. Jourdan, B.; Spillmann, P.; Münz, H.; Britzius, E.; Stritzke, J.; Koch, H.; Holch, G.; Rothmund, A. (1982): Hausmülldeponie Schwäbisch Hall - Homogenisierung und Verrottung des Mülls vor der Ablagerung. Bundesministerium für Forschung u. Technologie (BMFT), Schlussbericht: BMFT-FB-T 82-180, S. 255
78. Jourdan, B. (1983): Über die Rotte vor der hochverdichteten Ablagerung. Müll u. Abfall (3), 57-64
79. Kern, M. (2000): Potenziale zur stofflichen und energetischen Verwertung im Hausmüll. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IV. biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhäuser: Baeza, 986-1006
80. Kettern, J. (1990): Untersuchungen zur biologisch-chemisch-physikalischen Behandlung von Deponiesickerwässern. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (113), S. 184
81. Knuth, D.T. (1970): Nitrogen-cycle ecology of solid waste composting. Developments in industrial microbiology, 387-395
82. Kögel-Knaber, I.; Pichler, M. (1999): Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Bundesministerium für Forschung u. Technologie (BMBF), Abschlussbericht: BMBF-Verbundvorhaben "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" (Teilvorhaben 3/2), S. 155
83. Korte, F. (Hrsg.) (1987): Lehrbuch der ökologischen Chemie. Grundlagen und Konzepte für die ökologische Beurteilung von Chemikalien. 2., neubearb. Aufl., Thieme: Stuttgart, S. 353
84. Körtel, A.; Haschemi, H.; Spillmann, P. (2003): „Das Teheraner Modell“. Die biologische Stabilisierung extrem wasserreicher Siedlungsabfälle unter ariden Klimabedingungen mit minimalem technischem Aufwand. Müll und Abfall (2), 59-63
85. Körtel, A. (2004): Entwicklungs- und Schwellenländer als abfallwirtschaftlicher Brennpunkt - ein potenzieller Markt für deutsche mittelständische Unternehmen. Müll und Abfall (2), 53-61
86. Leinweber, P.; Wehner, A.; Schulten, H.R. (2002): Qualitätsbeurteilung von Komposten aus Bioabfällen mit klassischen biologischen und chemischen sowie mit modernen spektroskopischen Methoden. ATV-DVWK (Hrsg.): ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Berlin: Ernst & Sohn, 499-521
87. Le Monde diplomatique (Hrsg.) (2003): Atlas der Globalisierung. 2. Aufl., Berlin: taz, S. 192
88. Leonhard, K.; Pfeiffer, W. (1985): Die Wirkung von Silber auf die Schlammfäulung in Kläranlagen. In: München: Techn. Universität (Hrsg.): Die Wirkung von Schwermetallen im Klärschlamm - Kupfer, Zink und Silber. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen 62, 61-126
89. Lindner, E. (1989): Chemie für Ingenieure. 9. Aufl., Karlsruhe: Lindner, S. 610

90. Lohaus, J.; Lübker, S. (2004): Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. KA – Abwasser, Abfall 51 (12), 1367-1373
91. Loll, U. (2000): Mengen, Qualität und Aufbereitungstechnik von Prozesswässern aus der anaeroben Abfallbehandlung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IV. biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen: Baeza, 196-211
92. Loll, U. (2002): Prozess- und Sickerwässer. In: ATV-DVWK (Hrsg.): ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Berlin: Ernst & Sohn, 351-368
93. Lott Fischer, J.; Albrecht, A.; Kämpfer, P. (2001): Mikrobiologie der Kompostierung von Abfällen. In: Kämpfer, P.; Weißenfels, W.D. (Hrsg.): Biologische Behandlung organischer Abfälle. Berlin: Springer, 3-43
94. Lutz, P.; Wittmaier, M. (2004): Trockenfermentation schüttfähiger Biomassen nach dem BEKON-Verfahren: Praxiserfahrungen mit Bioabfällen. In: Lorber, K. E.; Staber, W.; Novak, J.; Prochaska, M.; Maier, J.; Kastl, I. (Hrsg.): DepoTech 2004. Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft. Essen: Glückauf, 101-104
95. Maak, D.; Collins, H.J. (1997): Restabfallbehandlung in der Praxis. Eluate-Sickerwasser-Gas-Lagerungsdichte - Modell Meisenheim. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung. biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen: Baeza, 595-606
96. Maak, D. (2001): Betriebserfahrungen aus der Praxis mit dem FABER-AMBRA[®]-Verfahren im In- und Ausland. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft (Hrsg.): 4. Dialog Abfallwirtschaft M-V, 89-104
97. McKnight, D.M. (1990): How do organic acids interact with solutes, surfaces, and organisms? In: Perdue, E.M.; Gjessing, E.T. (Hrsg.): Organic acids in aquatic ecosystems. Life sciences research report (48), 75-96
98. Microsoft[®] Corporation (1998): Microsoft[®] Encarta[®] Weltatlas 99. CD-ROM, Redmond WA
99. Miller, F. C. (1996): Composting of municipal solid waste and its components. In: Palmisano, A. C.; Barlaz, M. A. (Hrsg.): Microbiology of solid waste. Boca Raton: CRC Press, 115-154
100. Morscheck, G.; Degener, P. (2005): Untersuchung des Lager- und Emissionsverhaltens in Rundballen verpresster und verpackter Restabfälle (EuRec Round Balling System). Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Umweltingenieurwesen, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Unveröffentlichte Expertise, S. 26
101. Mowat, A. (1976): Measurement of metal toxicity by biochemical oxygen demand. Journal water pollution control federation 48 (5), 853-866
102. Müller, R.; Steiner, A. (1988): Der Einfluß von Nickel auf die Klärschlammfäulung. Wasser-Abwasser (GWF) 129 (6), 425-430
103. Neumeier, W.; Küster, E. (1986): Mikrobiologische Untersuchungen zur Kennzeichnung von Stabilisierungsvorgängen in Abfalldeponien. In: Collins, H.J. (Koordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 197-216

104. Niese, G. (1959): Microbiological studies on the problem of selfheating of organic substances. *Archiv für Mikrobiologie*, 285-318
105. Niese, G. (1978): Über die Kompostierung von Siedlungsabfällen unter Berücksichtigung mikrobieller Gesichtspunkte. *Grundlagen der Landtechnik* 28 (2), 75-81
106. Norman, A.G.; Richards, L.A.; Carlyle, R.E. (1941): Microbial thermogenesis in the decomposition of plant materials. First: An adiabatic fermentation apparatus. *Journal of bacteriology* (41), 689-895
107. Ottow, J.C.G.; Bidlingmaier, W. (Hrsg.) (1997): *Umweltbiotechnologie*. Stuttgart: Gustav Fischer, S. 357
108. Paar, S. (2000): *Das Dombelüftungsverfahren. Ein Verfahren zur Belüftung offener Rottemieten unter Nutzung des thermischen Auftriebs*. Dresden: Techn. Universität, Dissertation, S. 240
109. Packhäuser, U. (2002): Spitzenleistung auf geringstem Raum. Membranverfahren für die Behandlung von Industrieabwässern. *Verfahrenstechnik* 36 (11), 10-11
110. Palmisano, A.C.; Barlaz, M.A. (1996): Introduction to solid Waste decomposition. In: Palmisano, A.C.; Barlaz, M.A. (Hrsg.): *Microbiology of solid waste*, Boca Raton: CRC Press, 1-30
111. Pierau, H. (1969): Die Bedeutung des aeroben Abbaues unverdichteter häuslicher Abfallstoffe im Rahmen der geordneten Ablagerung. *Kommunalwirtschaft* (1), 11-24
112. Pierau, H.; Müller, G. (1970): Die Bedeutung der Rotte-Deponie für eine hygienisch einwandfreie Beseitigung von Klärschlamm zusammen mit festen häuslichen Abfallstoffen. *Forum Städtehygiene* (4), 82-87
113. Poincelot, R. P. (1972): *The biochemistry and methodology of composting*. New Haven: The Connecticut agricultural experiment station, S. 38
114. Poon, C.P.C.; Bhayani, K.H. (1971): Metal toxicity to sewage organisms. *Journal of the sanitary engineering division*, 161-169
115. Raizada, N. (2004): *Application of molecular-biological methods for the optimization of anaerobic reactors*. München: Techn. Universität, Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft 182
116. Reinhardt, T. (2000): *Untersuchungen zur Dynamik biologischer Prozesse in drei-Phasen-Systemen am Beispiel der Restabfallrotte unter besonderer Berücksichtigung anaerober Teilprozesse*. Marburg: Im Kilian, S. 219
117. Richard, T.L (1992): *Municipal solid waste composting: physical and biological processing*. *Biomass and bioenergy* 3 (3-4), 163-180
118. Reuß, K.; Spillmann, P.; Vahl, H. (1975): Gemeinsame Ablagerung von Hausmüll und Klärschlamm in einer Rottemiete. *Müll und Abfall* (3), 65-77
119. Rettenberger, G.; Schneider, R. (1997): Überblick über die Anforderungen und den Stand der Sickerwasserreinigungstechnik. In: Rettenberger, G. (Hrsg.): *Wirtschaftliche Sickerwasserreinigung*. Bonn: *Economia*, 9-43
120. Rotter, S. (2003): *Lohnt sich die anaerobe Stufe bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung?* In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Ersatzbrennstoffe 3. Immissions- und Gewässerschutz – Qualitätssicherung - Logistik und Verwertung - Deponierung der Schwerfraktion*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 165-184

121. Rudolph, P. (1992): Erkenntnisgrenzen biologischer Testverfahren zur Abbildung ökologischer Wirklichkeiten. In: Steinhäuser, K.G.; Hansen, P.D. (Hrsg.): Biologische Testverfahren. Beiträge zu den Biotest-Statusseminaren 1989 und 1992. Stuttgart: Gustav Fischer, 25-34
122. Rump, H.H. (1992): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. Krist, H., Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) (Hrsg.): 2., korrig. Aufl., Weinheim: VCH, S. 206
123. Rump, H.H. (1986): Gesamtbeurteilung und Folgerungen aus den chemischen Untersuchungen. In: Collins, H.J. (Koordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 162-164
124. Schalk, P. (2003): Reinigung von MBA-Abwasser entsprechend den Grenzwerten des Anhangs 23 der Abwasserverordnung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 3. Immissions- und Gewässerschutz – Qualitätssicherung - Logistik und Verwertung - Deponierung der Schwerfraktion. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 151-162
125. Schalk, P. (2004): Reinigung von Abwasser aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Wasser, Luft und Boden. Zeitschrift für Umwelttechnik 48 (1-2), 26-30
126. Scheelhaase, T.; Clemens, J.; Cuhls, C.; Wallmann, R. (2003): Anforderungen an die Ausnahmegenehmigung gemäß §16 der 30. BImSchV. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VII. biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen: Baeza, 519-534
127. Scherer, P.A. (2001): Mikrobiologie der Vergärung von festen Abfallstoffen. In: Kämpfer, P.; Weiffenfels, W.D. (Hrsg.): Biologische Behandlung organischer Abfälle. Berlin: Springer, 45-80
128. Scherer, P. A.; Kämpfer, P. (2002): Biologische Grundlagen. In: ATV-DVWK (Hrsg.): ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Berlin: Ernst & Sohn, 93-148
129. Schiemann, H.; Pretz, T. (2004): Simulation biologischer Prozesse in Rottetunneln unter Verwendung der Simulationssoftware SimuRec. In: Lorber, K. E.; Staber, W.; Novak, J.; Prochaska, M.; Maier, J.; Kastl, I. (Hrsg.): DepoTech 2004. Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft. Essen: Glückauf, 81-86
130. Schlegel, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie. 7., überarb. Aufl., Stuttgart: Thieme, S. 634
131. Schmitz, P.; Irmer, U.; Krebs, F. (1992): Einsatz kontinuierlicher Biotestsysteme zur Überwachung des Rheins. In: Steinhäuser, K.G.; Hansen, P.D. (Hrsg.): Biologische Testverfahren. Beiträge zu den Biotest-Statusseminaren 1989 und 1992. Stuttgart: Gustav Fischer, 233-246
132. Schneider, I. (2004): Beschleunigung der anaeroben Stabilisierung eines noch in Betrieb befindlichen Deponieabschnittes durch linienförmige Infiltration von gereinigtem Sickerwasser über das horizontale Gasfassungssystem. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Umweltingenieurwesen, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Dissertation
133. Schoder, F. (1989): Betriebserfahrungen mit der Eindampfung von Sickerwasser aus Sondermülldeponien. In: Marquardt, K. (Hrsg.): Deponiesickerwasseraufbereitung. Technische und wirtschaftliche Bewertung geeigneter Verfahren. Ehningen bei Böblingen: expert, 196-208

134. Scholwin, F. (1998): Behandlung, Verwertung und Beseitigung von nativen organischen Abfällen. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Diplomarbeit, S. 104
135. Scholwin, F. (2004): Ein modellbasiertes Regelungskonzept für biologische aerobe Abfallbehandlungsanlagen auf der Grundlage von Fuzzy Logic. Weimar: Bauhaus-Universität, Fakultät für Bauingenieurwesen, Institut für Abfallwirtschaft, Dissertation
136. Siersdorfer, C.J. (1998): Eliminationsverhalten toxischer und gentoxischer Stoffe aus Kokereiabwasser und Deponiesickerwasser bei biologischer, physikalischer und chemischer Abwasserbehandlung. Saarbrücken: Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, S. 168
137. Shypov, R. (2003): Übersicht über verschiedene Deponiesimulationsanlagen: Ihre Klassifizierung und Vergleich mit dem an der Universität Rostock von G. Ballin und P. Hartmann entwickelten Deponiesimulationsreaktor. Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur & Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Projektarbeit, S. 57
138. Schnauffer, R. (1994): Charakterisierung von Deponiesickerwasser im Hinblick auf den Austrag verschiedener Schadstoffe. Stuttgart: Universität, Dissertation, S. 167
139. Spillmann, P.; Collins, H.J. (1978): Einfluss eines Sickerwasserkreislaufs auf den Wasserhaushalt von rottendem, ländlichem Hausmüll. Müll und Abfall (11), 331-339
140. Spillmann, P.; Collins, H.J. (1979): Verminderung der Sickerwasserfrachten und Verlängerung der Nutzungsdauer einer Hausmülldeponie durch Nutzung aerober Abbauvorgänge. Müll und Abfall (3), 61-70
141. Spillmann, P.; Collins, H.J. (1981): Das Kaminzugverfahren - eine einfache und zielsichere Belüftung als Voraussetzung des aeroben Abbaues im Betrieb einer geordneten Mülldeponie. Forum Städte-Hygiene (32), 15-24
142. Spillmann, P. (1985): Senkung der organischen Sickerwasserbelastungen durch Nutzung aerober Abbauvorgänge. In: Braunschweig: Techn. Universität, Institut für Stadtbauwesen (Hrsg.): Sickerwasser aus Mülldeponien (39), 83-100
143. Spillmann, P.; Collins, H.J. (1986): Zentrale Versuchsanlage und Versuchsdurchführung. In: Collins, H.J. (Koordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 5-36
144. Spillmann, P.; Collins, H.J.; Pekdeger, A.; Mattheß, G. (1986): Physikalische Untersuchungen zum Wasser- und Feststoffhaushalt. In: Collins, H.J. (Koordinator); Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Weinheim: VCH, 37-92
145. Spillmann, P. (1988): Wasserhaushalt von Abfalldeponien. Sickerwasservolumina, langfristige Veränderungen, Maßnahmen zur Verringerung. In: Kayser, R.; Albers, H. (Hrsg.): Braunschweig: Techn. Universität, Zentrums für Abfallforschung: Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien, 27-57
146. Spillmann, P. (1989): Die Verlängerung der Nutzungsdauer von Müll- und Müll-Klärschlamm-Deponien. Berlin: Erich Schmidt, S. 304
147. Spillmann, P. (1993): Anforderungen an die Vorbehandlung von Deponiegut zum Aufbau langzeitstabiler Deponiekörper im Vergleich mit den Anforderungen der TA-Siedlungsabfall. In: Verein Deutscher

- Ingenieure (VDI) (Hrsg.): VDI Berichte Nr. 1033: Technik der Restmüllbehandlung: Kalte und/oder thermische Verfahren. Düsseldorf: VDI-Verlag, 53-66
148. Sprenger, B. (1996): Umweltmikrobiologische Praxis. Mikrobiologische und biotechnische Methoden und Versuche. Berlin: Springer, S. 182
149. Sprenger, B. (2002): Vergärbarkeit verschiedener Reststoffe. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft (Hrsg.): 5. Dialog Abfallwirtschaft M-V, 77-81
150. Stahlschmidt, V. (1987): Thermodynamics of refuse/sludge composting. In: De Bertoldi, M.; Ferranti, M.P.; L'Hermite, P.; Zucconi, F. (Hrsg.): Compost: production, quality and use. London: Elsevier applied science, 822-826
151. Stegmann, R. (1981): Beschreibung eines Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Labormaßstab. Müll und Abfall (2), 35-39
152. Stegmann & Knoch (1975): Sickerwasserqualität von Rotte-Deponien. Müll und Abfall (2), 36-43
153. Steinhäuser, K.G. (1996): Konzeption der Anwendung von Biotests im wasserrechtlichen Vollzug. Wasser-Abwasser (6), 310-315
154. Stentiford, E.I. (1987): Recent developments in composting. In: De Bertoldi, M.; Ferranti, M.P.; L'Hermite, P.; Zucconi, F. (Hrsg.): Compost: production, quality and use. London: Elsevier applied science, 52-60
155. Stockinger, J.; Cuhls, C. (2002): Konzepte und Auswahlkriterien für das Abluftmanagement und die Abgasbehandlung. In: 4. Niedersächsische Abfalltage: Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung mit Ablagerung und Verwertung. 19.02. und 20.02.2002, Hannover, 103-118
156. Süßmuth, R.; Eberspächer, J.; Haag, R.; Springer, W. (1987): Biochemisch-mikrobiologisches Praktikum. Stuttgart: Thieme, S. 409
157. Thomé-Kozmiensky, K.J. (2003) Tendenzen und Entwicklungen bei der Behandlung von Hausmüll und hausmüllähnlichem Abfall. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 3. Immissions- und Gewässerschutz – Qualitätssicherung - Logistik und Verwertung - Deponierung der Schwerfraktion. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 3-40
158. Turk, M. (1997): Der Einfluß der maximalen Abfallstückgröße auf den Gasaustausch bei dem Kaminzugverfahren. Braunschweig: Techn. Universität, Fachbereich für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Dissertation, S. 249
159. Updegraff, D.M. (1972): Microbiological aspects of solid-waste composting. Developments in industrial microbiology, 16-23
160. Wiemer, K. (2002): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung von Müll bzw. Restabfall. In: ATV-DVWK (Hrsg.): ATV-Handbuch: Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Berlin: Ernst & Sohn, 313-330
161. Wittmaier, M.; Witte, K.; Siewek, L.; Würdemann, H. (2001): Perspektiven der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung: Dezentrale Entsorgung von Siedlungsabfällen Fallbeispiel: MBS-Anlage Nehlsen/Rügen. In: Rostock: Universität, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft (Hrsg.): 4. Dialog Abfallwirtschaft M-V, 29-40

-
162. Walker, I.K.; Harrison, W.J. (1960): Spontaneous ignition of wool. Third. Calorimetry of slow oxidation reactions in materials of low thermal conductivity. *Journal of applied chemistry* (10), 266-276
163. Zander-Hauck, S.; Klopp, R.; Iske, U. (1993): Zur Problematik von Toxizitätsgrenzwerten für Deponiesickerwässer. *KA-Abwasser* (3), 340-349

Gesetze, Verordnungen, Richtlinien, Normen

AbfAbIV (2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20. Februar (2001, BGBl. I., S. 305 ff.).

AbfG (1986): Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen vom 27.08.1986 (BGBl. I S. 1410).

KrW-/AbfG (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. (BGBl. Jg. 1994 I, S. 2705, BGBl. III, 2129-27-2).

Deponierichtlinie (1999): Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999, Abl. L 182 vom 16. Juli 1999, S. 1 ff.

TASi (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) vom 14. Mai 1993. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen.

Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen (2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20.02.2001 (BGBl. I., S. 305).

Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (2001): Fünfte Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung vom 2. Juli (2002, BGBl. I, S. 2497).

30. BImSchV (2001): 30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissions-Schutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen) (BGBl. Jg. 2001 I., S. 317ff.).

DIN 38412 L30: Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L). Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen.

DIN 38412 L31: Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L). Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Fischen über Verdünnungsstufen.

DIN 38412 L34: Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L). Bestimmung der Hemmwirkung von Abwasserproben auf die Lichtemission von *Photobacterium phosphoreum* – Leuchtbakterien-Abwassertest mit konservierten Bakterien.

DIN EN 1899: Wasserbeschaffenheit. Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen.

DIN 4030: Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase.

Anhang

Tab. 20: Berechnung des Wasserrückhalts in den stabilisierten Restabfällen während der Nachrotteversuche in RSR mit Sickerwasserkreislauf.

| | | Wasser- gehalt [Masse-%] | Trockensubstanz- gehalt [Masse-%] | Feucht- substanz [kg] | Trocken- substanz [kg] | Wasser [kg] | Wasser plus [kg] |
|-------------|-------|--------------------------------|---|-----------------------------|------------------------------|----------------|------------------------|
| Nachrotte 1 | Start | 11,5 | 88,5 | 21 | 18,6 | 2,4 | |
| | Ende | 34,8 | 65,2 | 28,5 | 18,6 | 9,9 | 7,5 |
| Nachrotte 2 | Start | 11,5 | 88,5 | 21 | 18,6 | 2,4 | |
| | Ende | 32,5 | 67,5 | | 18,6 | 9,0 | 6,5 |

Tab. 21: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickewässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P | |
|-----------|--|--|--|--|--|
| pH [-] | <p>$y = 0,59x + 0,32$ $R^2 = 0,04$</p> | <p>$y = -73,53x + 540,06$ $R^2 = 0,65$</p> | <p>$y = -2,06x + 16,37$ $R^2 = 0,52$</p> | <p>$y = -19,12x + 141,49$ $R^2 = 0,86$</p> | |
| | Cl ⁻ [g/l] | <p>$y = -0,11x + 4,81$ $R^2 = 0,01$</p> | <p>$y = 14,37x - 20,79$ $R^2 = 0,13$</p> | <p>$y = -0,17x + 2,22$ $R^2 = 0,02$</p> | <p>$y = 3,74x - 4,34$ $R^2 = 0,17$</p> |
| | | LF [mS/cm] | <p>$y = 0,10x + 4,08$ $R^2 = 0,02$</p> | <p>$y = 10,40x - 24,89$ $R^2 = 0,24$</p> | <p>$y = 0,04x + 1,60$ $R^2 = 0,00$</p> |

Tab. 22: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickeiwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P | |
|------------------------|--|--|---|--|--|
| $NH_4^+ - N$ [mg/l] | <p>$y = 0,01x + 4,33$ $R^2 = 0,11$</p> | <p>$y = 0,52x + 2,58$ $R^2 = 1,00$</p> | <p>$y = 0,01x + 1,33$ $R^2 = 0,76$</p> | <p>$y = 0,09x + 2,98$ $R^2 = 0,63$</p> | |
| | $NO_3^- - N$ [mg/l] | <p>$y = 0,01x + 2,92$ $R^2 = 0,46$</p> | <p>$y = 0,26x - 46,47$ $R^2 = 0,82$</p> | <p>$y = 0,01x - 0,25$ $R^2 = 0,81$</p> | <p>$y = 0,03x - 2,04$ $R^2 = 0,23$</p> |
| | | $NO_2^- - N$ [mg/l] | <p>$y = 0,17x + 4,25$ $R^2 = 0,05$</p> | <p>$y = 21,84x - 13,67$ $R^2 = 0,88$</p> | <p>$y = 0,47x + 1,07$ $R^2 = 0,42$</p> |

Tab. 23: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickeiwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_X).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P |
|----------------------------|--|---|--|--|
| BSB ₅ [mg/l] | <p>$y = 0,00x + 4,38$ $R^2 = 0,03$</p> | <p>$y = 0,21x - 3,43$ $R^2 = 0,98$</p> | <p>$y = 0,01x + 1,21$ $R^2 = 0,64$</p> | <p>$y = 0,04x + 1,44$ $R^2 = 0,77$</p> |
| | <p>$y = 0,00x + 4,21$ $R^2 = 0,03$</p> | <p>$y = 0,02x - 25,12$ $R^2 = 0,73$</p> | <p>$y = 0,00x + 0,97$ $R^2 = 0,24$</p> | <p>$y = 0,00x - 2,73$ $R^2 = 0,55$</p> |
| CSB [mg/l] | | | | |

Tab. 24: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickeiwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P | |
|--------------|---|--|---|--|---|
| Pb [mg/l] | <p>$y = 20,44x + 4,01$ $R^2 = 0,22$</p> | <p>$y = 1282,77x - 12,91$ $R^2 = 0,91$</p> | <p>$y = 32,27x + 0,97$ $R^2 = 0,59$</p> | <p>$y = 128,30x + 1,66$ $R^2 = 0,50$</p> | |
| | Cd [mg/l] | <p>$y = 262,30x + 3,66$ $R^2 = 0,14$</p> | <p>$y = 12950,82x - 23,44$ $R^2 = 0,36$</p> | <p>$y = 163,93x + 1,23$ $R^2 = 0,06$</p> | <p>$y = 1000,00x + 1,55$ $R^2 = 0,12$</p> |
| | | Cr [mg/l] | <p>$y = 0,27x + 4,29$ $R^2 = 0,04$</p> | <p>$y = 39,14x - 12,39$ $R^2 = 0,79$</p> | <p>$y = 0,76x + 1,16$ $R^2 = 0,30$</p> |

Tab. 25: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickeiwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P |
|--------------|--|--|---|---|
| Fe [mg/l] | <p>$y = 0,10x + 4,01$ $R^2 = 0,22$</p> | <p>$y = -1,03x + 23,24$ $R^2 = 0,03$</p> | <p>$y = 0,07x + 1,39$ $R^2 = 0,13$</p> | <p>$y = -0,64x + 9,01$ $R^2 = 0,20$</p> |
| | Cu [mg/l] | <p>$y = 1,18x + 3,89$ $R^2 = 0,05$</p> | <p>$y = 76,62x - 21,94$ $R^2 = 0,21$</p> | <p>$y = 0,23x + 1,63$ $R^2 = 0,00$</p> |
| Ni [mg/l] | | <p>$y = 3,80x + 3,36$ $R^2 = 0,38$</p> | <p>$y = -26,99x + 26,13$ $R^2 = 0,02$</p> | <p>$y = 2,19x + 1,09$ $R^2 = 0,14$</p> |

Tab. 26: Korrelationen der Eigenschaften der untersuchten Kreislaufsickeiwässer der Rotteversuche mit den Toxizitätskennwerten (G_x).

| Parameter | G_D | G_F | G_L | G_P |
|--------------|--|---|--|--|
| Zn [mg/l] | <p>$y = 0,34x + 4,14$ $R^2 = 0,08$</p> | <p>$y = 21,71x - 4,79$ $R^2 = 0,33$</p> | <p>$y = 0,21x + 1,53$ $R^2 = 0,03$</p> | <p>$y = 3,44x + 2,14$ $R^2 = 0,16$</p> |

Tab. 27: Berechnung der Verminderung der CSB-Frachten während der mikrobiellen Abbauprobungen mit Proben von Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 in RSR mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten.

| Variante | CSB-F _{Red} [%] | CSB-F _{RedSiwa} [%] | CSB-F _{RedSiwMW} [%] |
|-------------|-----------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| V1, 30°C, B | 25,5 | 25,4 | 24,8 |
| V2, 30°C, B | 24,3 | 24,2 | |
| V1, 30°C, R | 28,3 | 28,2 | 25,9 |
| V2, 30°C, R | 23,7 | 23,6 | |
| V1, 30°C, 0 | 23,5 | 23,4 | 23,1 |
| V2, 30°C, 0 | 22,8 | 22,7 | |
| V1, 50°C, B | 26,5 | 14,5 | 14,4 |
| V2, 50°C, B | 26,2 | 14,2 | |
| V1, 50°C, R | 26,5 | 14,5 | 14 |
| V2, 50°C, R | 25,4 | 13,4 | |
| V1, 50°C, 0 | 22,8 | 10,8 | 10,7 |
| V2, 50°C, 0 | 22,7 | 10,7 | |
| V1, 70°C, 0 | 16,1 | 0,1 | 0,2 |
| V2, 70°C, 0 | 16,3 | 0,3 | |

Tab. 28: Berechnung der Verminderung der KBE-Frachten während der mikrobiellen Abbauprobungen mit Proben von Sickerwasser aus Nachrotteversuch 1 in RSR mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten.

| Variante | Menge [ml] | KBE [n/ml] | KBE-F [n] | KBE-F [%] |
|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| Ausgangswerte | 100 | 2,00E+05 | 2,00E+07 | |
| V1, 30°C, B | 83,3 | 2,30E+04 | 1,90E+07 | 95,0 |
| V2, 30°C, B | 82,03 | 8,80E+04 | 1,50E+07 | 75,0 |
| V1, 30°C, R | 76,19 | 1,80E+05 | 1,80E+07 | 90,0 |
| V2, 30°C, R | 79,44 | 2,30E+05 | 1,80E+07 | 90,0 |
| V1, 30°C, 0 | 80,56 | 2,40E+05 | 1,90E+07 | 95,0 |
| V2, 30°C, 0 | 83,94 | 2,30E+05 | 1,90E+07 | 95,0 |
| V1, 50°C, B | 63,42 | 3,60E+06 | 8,30E+07 | 415,0 |
| V2, 50°C, B | 66,52 | 1,30E+06 | 7,80E+07 | 390,0 |
| V1, 50°C, R | 58,24 | 1,30E+06 | 7,80E+07 | 390,0 |
| V2, 50°C, R | 60,1 | 1,20E+06 | 8,00E+07 | 400,0 |
| V1, 50°C, 0 | 61,92 | 2,90E+04 | 3,80E+06 | 19,0 |
| V2, 50°C, 0 | 61,19 | 9,50E+04 | 5,80E+06 | 29,0 |
| V1, 70°C, 0 | 8,29 | 1,70E+03 | 1,40E+04 | 0,070 |
| V2, 70°C, 0 | 8,18 | 1,60E+03 | 1,30E+04 | 0,065 |

Thesen

1. Restabfälle müssen in Deutschland ab Juni 2005 vor der Deponierung stabilisiert werden. Dazu eignen sich thermische oder mechanisch-biologische Behandlungsverfahren. Dabei gibt es im Vergleich zur thermischen Behandlung, die seit mehr als 100 Jahren betrieben wird, zu mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren aufgrund der Zulassung erst im Jahr 2001 durch die Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen relativ wenige Erfahrungen.
2. In mechanisch-biologischen Verfahrenskonzepten stellt die aerob-biologische Behandlung von Restabfällen, die so genannte Restabfallrotte, einen wichtigen Teilprozess dar, während dem die biologische Stabilisierung erfolgt. Während der Restabfallrotte entstehen Abwässer, z.B. in Form von Sickerwässern, die stark mit organischen Substanzen, Salzen und Schwermetallionen belastet sein können.
3. Der Volumenstrom und die Schadstofffracht solcher Sickerwässer soll durch Kreislauf-führung und Mehrfachnutzung minimiert werden (Artikel 3 der oben genannten Verordnung: Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (Anhang 23, Teil B)).
4. Erste Untersuchungen mit Lysimetern zeigten, dass z.B. während der Restabfallrotte nur 18 % bis 24 % des Niederschlagswassers als Sickerwasser abfließt.
5. Gleichzeitig ließen sich durch den Sickerwasserkreislauf organische Sickerwasserbelas-tungen in Form von CSB- bzw. BSB₅-Konzentrationen um mehr als 80 % bzw. 99 % vermindern.
6. Zur Untersuchung der Auswirkungen des Sickerwasserkreislaufs auf den grundlegenden Rotteprozess sind die Rottetemperaturen sowie die Konzentrationen der Gase Kohlen-stoffdioxid, Sauerstoff und Methan zu bestimmen.
7. Die Qualität gebildeter Sickerwässer und die Wirksamkeit des Sickerwasserkreislaufs können aufgrund der Konzentrationen einzelner Ionen wie z.B. Chloridionen als Vertreter der Salze oder von Summenparametern wie z.B. dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) für organische Verbindungen analysiert werden.
8. Toxizitätstests geben Auskunft über die toxische Wirkung unbekannter komplexer Vielstoffgemische wie Sickerwässer unter Einbezug additiver, synergistischer oder anta-gonistischer Effekte. Dabei sind Testorganismen verschiedener Trophieebenen einzube-ziehen.

9. Der Sickerwasserkreislauf mit Sickerwassergaben von 2 l/m^2 bis 3 l/m^2 an niederschlagsfreien Tagen stört die Rotte frischer Restabfälle nicht.
10. Aufgrund des Integrals der Temperaturdifferenz über die Zeit und der Kohlenstoffdioxidabgabe lässt sich die Intensivrottephase von der nachfolgenden Nachrottephase abgrenzen. Dabei kann die Intensivrottephase für statische, passiv belüftete Rottemieten etwa acht Rottemonate dauern.
11. Während der Intensivrottephase werden Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Rottematerial und in Folge des Sickerwasserkreislaufs auch im Sickerwasser durch Nitrifikation um mehr als 99 % verringert. Gleiches gilt für BSB_5 -Konzentrationen mit etwa 98 %.
12. Schwer biologisch abbaubare organische Substanzen, die durch die CSB-Konzentrationen repräsentiert werden, reichern sich in Kreislaufsickerwässern insbesondere während der Intensivrottephase auf mehr als 5000 mg/l an und verringerten sich erst in der Nachrottephase z.B. auf ca. 2500 mg/l nach etwa einem Jahr.
13. In Folge dessen überschreiten Kreislaufsickerwässer den CSB-Grenzwert von 200 mg/l für die Einleitung in Gewässer nach AbwV (Anhang 23, Teil C).
14. Trotz der durch die CSB-Konzentrationen dargestellten hohen organischen Belastungen haben Kreislaufsickerwässer geringe Toxizitätskennwerte im „Leuchtbakterientest“ oder „Daphnientest“.
15. Kreislaufsickerwässer der Restabfallrotte können eine vorrangige Ammonium/Ammoniak-Toxizität im mittlerweile nicht mehr zugelassenen „Fischtest“ mit bis zu $G_F 64$ hervorrufen. Die Nitrifikation von Ammonium verringert diese Toxizität innerhalb der ersten Rottemonate.
16. Eine unveränderte Daphnientoxizität von etwa $G_D 5$ ist für Kreislaufsickerwässer wahrscheinlich auf Nitratkonzentrationen von bis zu 398 mg/l zurückzuführen. Die unterschiedliche Empfindlichkeit von Testorganismen gegenüber Kreislaufsickerwässern der Restabfallrotte ergibt weiteren Forschungsbedarf.
17. Offen, d.h. ohne Bedachung und passiv belüftete Rottemieten müssen trotz einer Jahresniederschlagsmenge von 557 l/m^2 und einer nahezu vollständigen Sickerwasserrückführung von insgesamt 76 l/m^2 aufgrund der großen Verdunstung von der Lysimeteroberfläche zusätzlich bewässert werden, um eine Austrocknung der unteren Schichten der rotten Restabfälle zu vermeiden. Gleichzeitig bewirkt die hohe Verdunstung eine starke Verminderung des Sickerwasservolumens um bis zu 87 % im Vergleich zu sämtlichen zugeführten Wässern. Deshalb ist zur Speicherung von Sickerwässern vor der Kreislauffüh-

rung insbesondere in den Wintermonaten ein Zwischenspeichervolumen von nur 17 l/m² bei einer Ausgangshöhe von Rottemieten von ca. 1,8 m vorzuhalten.

18. Aufgrund der oben genannten Verdunstung und unter Einbezug des verminderten Wasser-rückhalts rottender Restabfälle sowie gebildeter Dissimilationswässer können etwa 700 l/m² aus einer Rottemiete während eines Jahres unter klimatischen Bedingungen in Deutschland verdunsten.
19. Die Austrocknung von Restabfallrottemieten kann z.B. durch eine Unterflur-Sickerwasserverrieselung vermieden werden, die gleichzeitig mögliche Geruchsprobleme oder die Vernässungen der oberen Schichten von Rottemieten insbesondere in Gebieten mit höheren Niederschlagsmengen als in Deutschland verhindert.
20. Aus Sickerwasser nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf mit bis zu 30 Monaten Rottezeit kann durch Temperatureinwirkung eine Verringerung der CSB-Frachten bei Temperaturen von 50°C und 70°C vermutlich durch wasserdampfgebundenes Ausstrippen organischer Substanzen erreicht werden. Die Verringerung der CSB-Frachten um maximal 16 % bei 70°C nach 14 Tagen verdeutlicht eine für biologisch stabilisierte organische Substanzen typische Thermostabilität.
21. Im Sickerwasser nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten sind aerob lebende, mesophile und thermophile Mikroorganismen enthalten. Unter diesen sind Actinomyceten und phenolabbauende Mikroorganismen.
22. Im Sickerwasser nach weitestgehender Restabfallrotte mit Sickerwasserkreislauf nach 30 Rottemonaten können CSB-Frachten bei 30°C nach 14 Tagen maximal um ca. 25 % verringert werden. Ursache dafür kann der mikrobielle Angriff verbleibender organischer Sickerwasserhinaltsstoffe sein, dessen genauer Ablauf weiteren Forschungsbedarf ergibt.
23. Zur notwendigen nachgeschalteten Reinigung von Kreislaufsickerwässern sind auf schwer biologisch abbaubare organische Substanzen angepasste Verfahren vorzusehen. Es eignen sich z.B. druckgetriebene Membranverfahren, wobei z.B. mit Umkehrosroseverfahren zusätzlich zu organischen Substanzen auch Salz- und Schwermetallionen entfernt werden können. Dabei kann der Sickerwasserkreislauf in Folge der in die Rottemiete vorverlagerten Sickerwasserreinigung wirtschaftliche Vorteile durch erhöhte Standzeiten der verwendeten Membranen schaffen.
24. Für z.B. kapitalschwache Länder, wo vergleichbare Sickerwasserreinigungsverfahren oft nicht zur Verfügung stehen, bewirkt der Sickerwasserkreislauf während der Restabfallrotte eine starke Verminderung des Sickerwasservolumens und der Emission unbehandelter, möglicherweise toxischer Sickerwasserhinaltsstoffe.