

## 5. DISKUSSION

### 5.1 Kritische Betrachtung der Mess- und Auswertungsmethoden

Für die Messung des Verlaufs der Progesteronkonzentration im Wasser wurde der Enzymimmunoassay verwendet. Er eignet sich zur Beschreibung der allgemeinen Tendenz, zeigt aber auch einige Schwachstellen. Es ist auffällig, dass z. T. große Messwertunterschiede bei Wiederholungsmessungen derselben Proben auftreten und die Varianz auch bei niedrigeren Konzentrationen groß bleibt. Trotzdem ist der qualitative Verlauf durch die Vielzahl der Versuche bestätigt. Die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse ist durch folgende Faktoren eingeschränkt:

- die manuelle Beschichtung der Platte
- Pipettierfehler beim Herstellen der Gebrauchslösungen
- das wiederholte Einfrieren der Gebrauchslösungen
- die Anzahl der manuellen Arbeitsschritte bei der Durchführung der Plattenbelegung
- die Verwendung verschiedener Platten, auf denen der ELISA durchgeführt wurde
- Adsorptionsvorgänge und Verunreinigungen

Bei der Berechnung von Konzentrationen mit dem EIASTAR-Programm, welches für Messungen im mittleren Bereich der Standardkurve ausgelegt ist, erzeugen sehr große und sehr kleine Messungen der Konzentrationsverläufe Überschreitungen bzw. Unterschreitungen der Grenzen für die optische Dichte des Immunoassays. Diese Ungenauigkeiten der Daten in Randbereichen werden durch die Kalibration des EIASTAR-Programms begünstigt. Um die Datenanpassung zu verbessern, wurde eine Kalibration auf Grundlage einer logistischen Funktion entwickelt (Miethe et al., 2004). Auch Giese et al. (2004) erprobten verschiedene Modelle zur Beschreibung bzw. Datenanpassung des Hormonabbaus. Zur Beschreibung der Verlaufskurve wurden die einfache, die doppelt exponentielle Funktion und die logistische Funktion verwendet, wobei die logistische Funktion die beste Anpassung an die Daten bezüglich der Summe der quadratischen Abweichungen erreichte. Im Kapitel 3 wurden die im Auswerteprogramm EIASTAR festgelegte Kalibration und die später verwendete Kalibration auf Grundlage einer logistischen Funktion für die Datenauswertung erläutert und einander gegenübergestellt. Sowohl das EIASTAR-Programm als auch die Kalibration und Konzentrationsberechnung mit Hilfe der logistischen Funktion sind geeignet, die Tendenz der Konzen-

trationsverläufe von Progesteron in den verschiedenen Versuchsvarianten sicher zu beschreiben. Beim EIASTAR-Programm haben durch Mittelwertbildung der drei OD-Werte Ausreißer einen großen Einfluss auf die Berechnung der Konzentration, deshalb erfolgt die Anwendung der logistischen Funktion nach vorheriger Medianbildung. So wird eine mögliche Verzerrung der Messwerte durch Ausreißer deutlich verringert. Weiterhin können solche Fehler verhindert werden, die durch die Berechnung des prozentualen Verhältnisses der Proben zur maximalen Bindung ( $B_0$ ) entstehen, da eine direkte Verknüpfung der OD-Werte mit den Konzentrationsstufen der Standardkurve hergestellt wird. Auch dadurch wird eine Robustheit gegenüber Abweichungen erzielt. Um die Tendenz der Konzentrationsverläufe darzustellen, wurde auf die Auswertung mit dem EIASTAR-Programm zurückgegriffen. Bei der speziellen Betrachtung einzelner Konzentrationsverläufe wurde eine Kalibration auf der Grundlage einer logistischen Funktion vorgezogen, weil dadurch der Einfluss von Fehlern reduziert werden konnte. Besonders durch die Wiederholung der einzelnen Versuchsvarianten wurde die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse nachgewiesen.

## 5.2 Biologischer Abbau von Progesteron

Das Anliegen dieser Arbeit ist es, zu untersuchen, ob Progesteron im Flusswasser biologisch abgebaut wird. Um die biologische Abbaubarkeit von wasserlöslichen Substanzen zu testen, können Versuche im Labor durchgeführt werden, die einige repräsentative Parameter von Oberflächenwasser oder biologischen Kläranlagen imitieren. Bei Tests zur Untersuchung des biologischen Abbaus muss mit Ergebnisschwankungen gerechnet werden (Haltrich et al., 1980). Die OECD (2003) empfiehlt Tests zur Prüfung der Biodegradation von organischen Substanzen. Standardisierte Screening-Tests sollen für 28 Tage angesetzt werden. In Simulationstests wird die Degradation des zu untersuchenden Stoffes in bestimmten Umweltkompartimenten (Oberflächenwasser, Kläranlagen, Sediment, Boden) unter repräsentativen Verhältnissen wie Temperatur und Mikroflora im Labor nachgeahmt. Dabei wird die Konzentration der Testsubstanz der angenommenen Konzentration in der Umwelt angepasst ( $<1 \mu\text{g/l}$  bis zu  $100 \mu\text{g/l}$ ). Eine schnelle biologische Abbaubarkeit liegt dann vor, wenn innerhalb von 28 Tagen mehr als 70 % der Substanz degradiert wurden. Tests unter optimierten Bedingungen erleichtern eine Biodegradation z. B. durch den Einsatz von Mikroorganismen und untersuchen somit das Potenzial zur Abbaubarkeit einer organischen Substanz. Auch abiotische Transfor-

mation von organischen Substanzen (wie Hydrolyse, Oxidation und Photolyse) soll laut OECD berücksichtigt werden.

In den eigenen Versuchen wird Progesteron in Flusswasser, sterilisiertes Flusswasser, Aqua bidest., Flusswasser mit Belebtschlamm, Aqua bidest. mit Belebtschlamm, sterilisiertes Flusswasser mit Keimsuspension sowie NaCl-Lösung mit Keimsuspension gegeben und der Konzentrationsverlauf über 28 Tage verfolgt. Eine Lagerung der geschlossenen Versuchsgläser bei Dunkelheit schließt eine Photolyse, die nach Liu und Liu (2004) für Östrogene in wässrigen Lösungen möglich ist sowie Verdunstung weitgehend aus. Die angestrebte Ausgangskonzentration des Progesterons beträgt 150 pg/10 µl (15 µg/l). Schlenker et al. (1998b) wählen eine 4-Pregnen-20β-ol-3-on-Konzentration von 8 µg/l Bouillon um den Effekt zweier Keimspezies auf das Hormon zu untersuchen. Giese et al. (2004) prüfen die Degradation von Östron bzw. von 17β-Östradiol in Flusswasser mit einer manipulierten Ausgangskonzentration von 15 µg/l. Auch andere Autoren verwenden Konzentrationen im ng/l- bis µg/l-Bereich (Wegener et al., 1999, Layton et al., 2000, Jürgens et al., 2002).

Im 1. Versuch zeigt sich, dass es im Flusswasser zu einer Abnahme der Progesteronkonzentration innerhalb von 28 Tagen kommt. Die Konzentration fällt bei einer Lagerungstemperatur von 20 °C bereits am 1. Tag unter die Abbaustufe 10 %, während bei 5 °C diese Stufe ca. am 6. Tag erreicht wird. Die Überprüfung der Keimzahl im Flusswasser während des Versuchszeitraumes ergibt bei 20 °C ein stärkeres Keimwachstum bis zum 8. Tag als bei 5 °C. In Vergleichsansätzen mit sterilisiertem Flusswasser und sterilisiertem Aqua bidest. können keine erheblichen Konzentrationsabnahmen festgestellt werden. Sterilkontrollen stellen dabei die absolute Keimfreiheit sicher. Es fällt jedoch auf, dass die gemittelten Konzentrationen in den sterilen Varianten gegen Ende des Versuchszeitraumes gegenüber der Ausgangskonzentration leicht vermindert sind. Diese Konzentrationsreduktion tritt bei einigen, aber nicht bei allen Messwiederholungen in allen drei Ansätzen der Variante mit sterilisiertem Flusswasser und der Variante mit Aqua bidest. auf. (siehe Kapitel 9, Tab. 2 und 3). Ein mikrobieller Einfluss ist in den sterilen Varianten ausgeschlossen. Es gilt als bewiesen, dass Mikroorganismen im Flusswasser die Fähigkeit besitzen, Progesteron abzubauen. Neben dem biologischen Abbau könnte aber auch ein chemischer Faktor das Progesteronmolekül beeinflussen und somit die geringgradige Konzentrationsverminderung in den sterilen Varianten bewirken. Dagegen spricht die Tatsache, dass diese Tendenz nicht in allen Messwiederholungen deutlich wird.

Im 2. Versuch wurden im Flusswasser mit Belebtschlamm bei 5 °C Lagerungstemperatur 90 % des Progesterons bis zum 2. Tag abgebaut. Bei 20 °C Lagerungstemperatur wurde die Abbaustufe 10 % schon am 1. Tag unterschritten. Im Aqua bidest. mit Belebtschlamm (5 °C) fiel die Progesteronkonzentration ebenfalls am 2. Tag unter 10 % des Ausgangswertes. Die bakteriologische Untersuchung ergibt, dass in sterilisiertem Flusswasser mit Belebtschlamm bei einer Temperatur von 20 °C ein stärkeres Keimwachstum zu verzeichnen ist als bei 5 °C. Im Aqua bidest. mit Belebtschlamm (5 °C) verhält sich das Keimwachstum ähnlich wie in sterilisiertem Flusswasser mit Belebtschlamm bei 5 °C. Daraus wird gefolgert, dass ein Zusammenhang zwischen temperaturabhängiger Vermehrung der Bakterien und der Geschwindigkeit des Progesteronabbaus besteht.

Es ist besonders auffällig, dass die Ausgangskonzentrationen im Flusswasser mit Belebtschlamm deutlich niedriger liegen als im Flusswasser ohne Belebtschlammzusatz, obwohl allen Ansätzen die gleiche Menge Progesteron zugesetzt worden ist. Die Proben für den Ausgangswert wurden jeweils direkt nach Versuchsansatz und gründlicher Durchmischung entnommen. Es wird vermutet, dass ein Großteil des Progesterons an Schlammpartikelchen adsorbiert wird und somit nicht mehr mit dem ELISA gemessen werden kann.

Im 3. Versuch wurden die Bakterienspezies *Aeromonas sobria* bzw. *Escherichia coli* in sterilisiertem Flusswasser und NaCl-Lösung suspendiert und deren Einfluss auf zugegebenes Progesteron überprüft. Die Koloniezahlen bleiben sowohl bei *A. sobria* als auch bei *E. coli* über den gesamten Untersuchungszeitraum im Bereich von  $10^6$  KbE/ml Wasser. Es kann über 28 Tage kein Abfall der Progesteronkonzentration festgestellt werden. Offensichtlich sind diese einzelnen Bakterienspezies nicht in der Lage Progesteron abzubauen.

In der Literatur sind keine Mitteilungen zur Umweltgefährdung durch Progesteron und zum Abbau von Progesteron in der Umwelt zu finden, so dass die Diskussion hauptsächlich im Vergleich zu Östrogenen geführt wird.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass Progesteron sowohl von Mikroorganismen im Flusswasser als auch von Mikroorganismen im Belebtschlamm abgebaut wird. Im Hinblick auf die Geschwindigkeit des Progesteronabbaus spielt die Wassertemperatur eine entscheidende Rolle. Sowohl im Flusswasser als auch im Flusswasser mit Belebtschlamm bewirkt eine höhere Wassertemperatur (20 °C) eine schnellere Verminderung der Progesteronkonzentration im Vergleich zu einer niedrigen Wassertemperatur (5 °C). Der beschleunigte Progesteronabbau bei höherer Temperatur steht im Zusammenhang mit einem stärkeren Keim-

wachstum der Flora im Flusswasser sowie der im Belebtschlamm. Durch Temperaturerhöhung wird die mikrobielle Aktivität gesteigert (Daubner, 1984). Im Allgemeinen erreichen Wasserbakterien ihre maximale Wachstumsrate und ihre größte Stoffwechselleistung zwischen 20 °C und 42 °C (Schlegel, 1992). Es wird jedoch zwischen psychrophilen und mesophilen Mikroorganismen unterschieden, die verschiedene Temperaturoptima haben. In den Gewässern der kalten Klimazonen herrschen meist Temperaturen unter 5 °C, weshalb hier nur psychrophile Bakterien angetroffen werden. In den wärmeren Klimazonen hingegen spielen hauptsächlich mesophile Bakterien eine Rolle (Rheinheimer, 1991). Nicht nur die Stoffwechselleistung von Mikroorganismen, sondern auch die Aktivität von Enzymen ist temperaturabhängig. Die Geschwindigkeit, mit der eine chemische Reaktion abläuft, wird durch Temperaturerhöhung gesteigert. Eine Temperaturerhöhung von 10 °C führt im Allgemeinen zu einer Verdopplung bis Vervierfachung der Reaktionsgeschwindigkeit (Van't Hoff-Regel = Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel = RGT-Regel).

Jürgens et al. (2002) beschreiben die Degradation von 17 $\beta$ -Östradiol durch Mikroorganismen in Wasserproben aus einigen englischen Flüssen im Winter, Frühling und Sommer. Die Degradation von 17 $\beta$ -Östradiol zeigte Halbwertszeiten zwischen einigen Stunden und 9 Tagen. Die schnellste Biodegradation mit einer Halbwertszeit von 4-5 Stunden wird in Wasserproben vom Sommer gemessen. Die Autoren vermuten, dass ein Zusammenwirken von höherer Wassertemperatur, geringerer Wasserverdünnung und erhöhten Nährstoffkonzentrationen im Sommer die Metabolisierungsrate von Östrogenen begünstigt. Jürgens et al. (2002) nehmen an, dass die Mikroorganismen aus den Wasserproben im Sommer aktiver sind als die Mikroorganismen im Frühling oder Winter. Bei Kontrollversuchen mit 10 °C und 20 °C Wassertemperatur zeigt sich, dass die Halbwertszeiten der 17 $\beta$ -Östradiol-Degradation bei 10 °C doppelt so lang sind wie bei 20 °C. Auch Giese (2004) stellt fest, dass die Wassertemperatur einen Einfluss auf den Konzentrationsabfall von Östron in Flusswasseransätzen hat. Bei 5 °C Lagerungstemperatur wird die Östronkonzentration erst nach 21 bis 42 Tagen um über 90 % reduziert, während bei 20 °C und 30 °C Lagerungstemperatur eine Verminderung der Konzentration um über 90 % bereits nach 2 bis 14 Tagen erreicht wird.

Saleem et al. (2003) und Hänel (1986) schreiben ebenfalls der Temperatur wesentlichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften der Belebtschlammorganismen zu. So ist die Belebtschlammpopulation im Sommer größer als im Winter und ein Temperaturanstieg von 10 °C führt zu einer Erhöhung der Atmungsgeschwindigkeit der Mikroflora um das 2- bis 3-fache. Auch Layton et al. (2000) stellen die Hypothese auf, dass die Temperatur einen Einfluss auf die Mineralisationsfähigkeit der Biomasse hat. In Versuchen zu dieser Hypothese

kommen sie zu der Erkenntnis, dass 17 $\beta$ -Östradiol bei einer Temperatur von 22-25 °C schneller abgebaut wird als bei 5-10 °C.

In den eigenen Untersuchungen kann für die Geschwindigkeit des Progesteronabbaus ebenfalls eine entsprechende Temperaturabhängigkeit festgestellt werden. Durch Zusatz von Belebtschlamm kann der Konzentrationsabfall zusätzlich beschleunigt werden. Das zeigt sich sowohl bei 5 °C als auch bei 20 °C. Bei 5 °C fällt die Konzentration im Flusswasser mit Belebtschlamm schon am 2. Tag, im reinen Flusswasser erst ca. am 6. Tag um über 90 % ab. Auch bei 20 °C nimmt die Konzentration im Belebtschlammansatz schneller ab als im Flusswasser ohne Belebtschlamm. Auch der Abbau von Östron lässt sich durch Zusatz von Belebtschlamm zu Flusswasser beschleunigen (Giese, 2004). Das lässt die Schlussfolgerung zu, dass Belebtschlammorganismen an den Abbau von Progesteron und Östrogenen besser angepasst sind als Flusswasserorganismen (Layton et al., 2000). Der insgesamt langsamere Progesteron-Abbau bei 5 °C führt zu der Annahme, dass im Winter im Vergleich zum Sommer mit einer höheren Progesteronbelastung in den Oberflächengewässern gerechnet werden muss.

Die Temperatur besitzt in sterilem Wasser keinen Einfluss auf das Progesteron. Jürgens et al. (2002) können in Sterilkontrollen bei 10 °C und 20 °C keinen Konzentrationsabfall von 17 $\beta$ -Östradiol feststellen. Auch in den Untersuchungen von Giese (2004) kann in sterilisiertem Flusswasser kein Konzentrationsabfall von Östron bzw. 17 $\beta$ -Östradiol bei Lagerungstemperaturen von 5 °C, 20 °C und 30 °C gemessen werden. Einige Autoren stellen in Untersuchungen fest, dass wiederholtes Einfrieren und Auftauen der Proben einen negativen Effekt auf die Progesteronmoleküle hat. Neumann et al. (2002) untersuchen den Einfluss des Einfrierens und wiederholten Auftauens von Kotproben auf die zu messende Progesteronkonzentration. Nach mehrmaligem Auftauen kommt es zu einem Absinken der Hormonkonzentration in den Proben. Durch wiederholtes Einfrieren und Auftauen von Speichelproben können auch Gröschl et al. (2001) einen Abfall um ca. 5 % der darin enthaltenen Progesteronkonzentration verzeichnen. In den eigenen Versuchen zum biologischen Progesteronabbau im Oberflächenwasser werden alle Proben nach ihrer Entnahme aus dem Versuchsbehältnis eingefroren und erst am Ende des Versuchszeitraumes für die Durchführung des ELISA wieder aufgetaut. Da von jedem Verlauf mindestens 3 Messungen mittels ELISA durchgeführt werden, kommt es dabei zu wiederholtem Einfrieren und Auftauen. Es kann jedoch keine Verbindung zwischen dem mehrmaligen Einfrieren und Auftauen und den schwankenden Konzentrationen gesehen werden, weil die Höhe der Ausgangswerte nicht mit zunehmender Häufigkeit des Einfrierens und Auftauens korreliert (vgl. Kapitel 9).

In den Varianten mit Belebtschlamm ist besonders auffällig, dass deutlich niedrigere Ausgangskonzentrationen vorliegen als in den Varianten ohne Belebtschlamm. Für  $17\beta$ -Östradiol, Estron und  $17\alpha$ -Ethinylöstradiol können Filipov et al. (2002) bis zu 60 % ( $17\alpha$ -Ethinylöstradiol) Sorption an den Belebtschlamm unter aeroben Bedingungen feststellen. Sedlak et al. (2000) schätzen, dass sogar 90 % der Hormone an Schlammpartikel adsorbieren. Das erklärt evtl., warum direkt nach Ansetzen und Durchmischen der Varianten mit Belebtschlamm die Ausgangskonzentrationen erniedrigt sind, obwohl allen Varianten die gleiche Menge Progesteron zugegeben wird. In diesem Zusammenhang fällt auf, dass sogar eine verringerte Ausgangskonzentration des Progesterons schnell von Belebtschlammorganismen abgebaut wird. Möglicherweise hat eine niedrigere Ausgangskonzentration einen beschleunigenden Effekt auf die Abbaugeschwindigkeit von Progesteron. Ternes et al. (1999b) beobachten bei niedrigen Ausgangskonzentrationen im Vergleich zu höheren eine schnellere  $17\beta$ -Östradiol-Degradation. Auch Jürgens et al. (2002) bestätigen dieses Phänomen und stellen in diesem Zusammenhang die Hypothese auf, dass sogar minimale Konzentrationen von Östrogenen in Gewässern ausreichen, um einen enzymatischen Abbau durch Mikroorganismen zu induzieren.

Wird ein relativ großer Teil des Progesterons an die Biomasse des Belebtschlammes adsorbiert, kann eine relativ günstige Elimination des Progesterons aus dem Abwasser angenommen werden. Für die Belastung der Umwelt ist jedoch von großer Bedeutung, dass in der Regel in den Kläranlagen der Überschussschlamm aus den Belebungsbecken in Form von Klärschlamm als Dünger auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht wird, wodurch Oberflächenwasser, Boden und Grundwasser der Kontamination durch die an den Klärschlamm adsorbierten organischen Stoffe ausgesetzt sind (Ternes et al., 1999a).

Aus dem Wasser der Spree konnten die Bakterien *E. coli* und *A. sobria* isoliert werden. *E. coli* und *A. sobria* kommen als typische Keime in durch häusliche Abwässer verschmutzten Gewässern vor und weisen auf organische Belastungen hin (Rippey und Cabelli, 1980, Schmider, 1985). Die eigenen Untersuchungen zeigen, dass weder *E. coli* noch *A. sobria* separat eine Verminderung der Progesteronkonzentration bewirken. Vermutlich sind nicht einzelne Mikroorganismenspezies für einen Abbau des Progesterons verantwortlich, sondern wahrscheinlich führt das Zusammenspiel zahlreicher Mikroorganismen durch sich ergänzende Enzymleistungen zum Hormonabbau, wie bereits für die Degradation von Östrogenen angenommen (Alexander, 1981, Wesnigk, 1991 und Agteren et al., 1998, Giese, 2004). Schlenker

et al. (1998b) untersuchen den Einfluss von *E. coli* unter aeroben und anaeroben Verhältnissen bei 37 °C sowie von *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*) unter anaeroben Verhältnissen bei 42 °C auf das Gestagen 4-Pregnen-20 $\beta$ -ol-3-on. Die Autoren kommen zu der Schlussfolgerung, dass die einzelnen Bakterienspezies keinen Einfluss auf das Steroid haben. In den eigenen Untersuchungen kann ebenfalls kein Einfluss der einzelnen Bakterienspezies auf die Progesteronkonzentration ermittelt werden.

Für die Tatsache, dass die Ausgangskonzentration bei den *E. coli*-Ansätzen deutlich niedriger ist als bei den *A. sobria*-Ansätzen, konnte keine Erklärung gefunden werden.

### 5.3 Schlussfolgerungen

In den Untersuchungen zum Abbau von Progesteron im Oberflächenwasser konnte bewiesen werden, dass die im Flusswasser bzw. im Belebtschlamm vorkommenden Mikroorganismen die Konzentration des gelösten Progesterons in den Versuchsansätzen bis zur Nachweisgrenze der verwendeten Methode verringern können (Biodegradation). Aufgrund dieser Erkenntnisse lässt sich die Behauptung aufstellen, dass es im Oberflächenwasser über längere Zeiträume nicht zu einer massiven Kumulation von Progesteron kommt. In den Wintermonaten kann wegen des verlangsamten Progesteronabbaus bei niedrigen Wassertemperaturen jedoch eine erhöhte Progesteronbelastung der Gewässer eintreten.

Bezüglich der Gefährdung von Lebewesen durch den Eintrag von Östrogenen und Xenöstrogenen in die Umwelt gibt es zahlreiche Mitteilungen. Dies ist bezüglich des Progesterons nicht der Fall. Wegen der vielfältigen biologischen Funktion des Progesterons müssen aber entsprechende Effekte vermutet werden, wenn bestimmte Konzentrationen in der aquatischen oder terrestrischen Umwelt überschritten werden. Insbesondere das Zusammenspiel verschiedener hormonartig wirkender Stoffe im Oberflächenwasser könnte das hormonelle Gleichgewicht im Wasser lebender Tiere nachhaltig stören. Die Befürchtung, dass Stoffmixturen unvorhersehbare Auswirkungen auf Organismen haben, äußerten auch Sumpter (1998) und Carpenter et al. (2002).

Neben dem direkten Eintrag von Sexualsteroiden durch Tiere in die Umwelt gelangen von Menschen ausgeschiedene Hormone vor allem mit den kommunalen Abwässern in die Klärwerke und danach in Oberflächengewässer bzw. mit Klärschlamm zunächst in den Boden. Besonders in der Abwasserbehandlung sollte aus diesen Gründen vermehrt das Augenmerk auf Verbesserungen zur Elimination organischer Stoffe, insbesondere endokrin wirksamer



Stoffe inklusive natürlicher und synthetischer Hormone, gelegt werden. Verfahren, die sich bereits als geeignet erwiesen haben, sind beispielsweise Nanofiltration (Wagner, 1995, Nghiem et al., 2004), Ozonierung (Ternes et al., 2003a) und Umkehrosmose (Schäfer et al., 2003). Je nach Stärke der Belastung mit organischen Stoffen müsste auch die Dauer des Belebungsverfahrens verlängert werden, damit die nötige Zeit für die Elimination der besagten Stoffe gegeben ist (Ternes et al., 1999b). Für einen nahezu vollständigen Progesteronabbau müsste die Aufenthaltsdauer des Abwassers im Belebungsbecken von ca. 14 Stunden (Johnson et al., 2000) auf 24 bzw. 48 Stunden verlängert werden, abhängig von der Temperatur während des Belebungsverfahrens. Anhand der eigenen Ergebnisse konnte ermittelt werden, dass 90 % des Progesterons bei 20 °C nach 24 Stunden und bei 5 °C nach 48 Stunden abgebaut sind. Auch die Verwendung angepasster Biozönosen und die Verbesserung der aeroben Verhältnisse im Belebungsbecken könnten die Biodegradation von Hormonen (Östrogene) beschleunigen (Quéméneur und Marty, 1994, Kreuzinger, 1998, Layton et al., 2000). Weiterhin sollte eine Alternative für die Verwertung von Klärschlamm gefunden werden. Da die Ausscheidungen der Tiere nicht den Weg über die Kläranlagen gehen, gilt es, für deren Behandlung Methoden zu finden, die auch hier die Belastung der Umwelt auf Dauer reduzieren. Möstl et al. (1997) wiesen eine deutliche Abnahme der Östrogenkonzentration in einem Misthaufen nach, der mehrere Monate gelagert worden war. Im Inneren des Misthaufens war die Östrogenkonzentration deutlich geringer als an der Oberfläche (Dobretsberger, 1996). Für Progesteron konnten Schlenker et al. (1998a, 1999) eine Konzentrationsabnahme im Kot von Kühen durch Lagerung über 12 bzw. 13 Wochen feststellen. Dabei erfolgte die Abnahme der Progesteronkonzentration bei einer Lagerungstemperatur von 30 °C schneller als bei 5 °C (Schlenker et al., 1999). Speziell zur Lagerung von Dung und Gülle in Bezug auf Progesteron gibt es keine Angaben. Es ist deshalb notwendig den Einfluss der Lagerung von Dung und Gülle im Hinblick auf die Reduzierung der Progesteronkonzentration zu untersuchen, um gezielt die Verwertung von tierischen Ausscheidungen den Ergebnissen anzupassen.

In weiteren Untersuchungen sollte festgestellt werden, wie stark die Belastung der Gewässer durch Progesteron in kritischen Bereichen ist (z. B. in der Nähe von Anlagen mit Massentierhaltung, in der Nähe häufig beaufschlagter Felder und an Kläranlagenabläufen) und welche Auswirkungen auf Lebewesen zu erwarten sind.