

5. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI (İP 5)

5.1. Türkiye’de Arıtma Çamuru Sorunu

Su ile birlikte taşınan kirletici unsurların yoğun biçimde toplandığı ve “Arıtma Çamuru (AÇ)” olarak tanımlanan katı maddelerin işlenmesi ve çevreye en az zarar verecek biçimde uzaklaştırılması atıksu arıtımı kadar önem taşımaktadır. Son yıllarda atıksu arıtımı konusunda yapılan çevre yatırımları ile birlikte AÇ işlenmesi ve bertaraf edilmesi problemi gerek teknolojik gelişmeler gerekse Avrupa Birliği uyum sürecinde yapılan yasal mevzuat düzenlemeleri ile birlikte üzerinde hassasiyet gösterilen bir konu haline gelmiştir.

Arıtma tesislerinde su ve atıksu arıtımı sonucu oluşan AÇ’nın, uygun arıtma işlemlerinden geçirilip, gerekli çevre sağlığı kriterleri yerine getirerek bertaraf edilmesi esastır. Arıtım, taşıma, depolama, arazide kullanım amaçlarına yönelik olarak yüksek katı madde içeriğine sahip AÇ’nin doğrudan tesisten uzaklaştırılamaması veya tesis içi döngüye alınamaması gibi nedenlerden dolayı çamur yönetimi; tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de gittikçe artan bir öneme sahiptir.

AÇ’ nın çok çeşitli kaynakları vardır ve bu çamurlar nitelik ve nicelik olarak farklılıklar göstermektedir. Arıtma çamurunun miktarı, atıksuyun kirlilik derecesine ve özelliğine, arıtma tesisinde uygulanan işlemlere (fiziksel, fizikokimyasal, biyolojik vb.) ve arıtmanın kalitesine bağlıdır. Arıtma tesislerinde, AÇ’ nın işlenmesi ve uzaklaştırılması amacıyla uygulanan işlemler çoğu kez yetersiz kalmaktadır. Bu durum, ya projelendirme aşamasında öngörülen ünitelerin yapılmaması ya da mevcut ünitelerin sağlıklı işletilememesinden kaynaklanmaktadır.

Türkiye son yıllarda Avrupa Birliği (AB) uyum süreci kapsamında yasal yönden yeni düzenlemelerle oldukça önemli adımlar atmış ve çevre konusunda öncelikli alanlarını belirlemiştir (Avrupa Birliği Müktesebatının Üstlenilmesine İlişkin Türkiye Ulusal Programı, 2003). Burada çamur yönetimi konusunda yapılacak çalışmalar öncelikli çalışma alanı listesinde yer almaktadır. Bununla birlikte 2872 sayılı Çevre Kanunu ve buna bağlı Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik, Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği ve Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliğinde AÇ’ ninyönetimi konusunda mevcut düzenlemeler bulunmaktadır.

AB mevzuatında, Atıkların Yakılmasına İlişkin Direktifi (2000/76/EC), Atıkların Düzenli Depolanması Direktifi (99/31/EC) ve bazı özel atık arıtım işlemleri kapsamında ise AÇ ile ilgili

hususlar 86/278/EC nolu direktif ile esasa bağlanmaktadır. Uyum süreci kapsamında Atık Çerçeve Yönetmeliği kapsamındaki alt yönetmelikler ulusal mevzuata kazandırılmıştır (Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği, Ambalaj ve Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği vb.). Atık Çerçeve Yönetmeliği'nin ulusal çevre mevzuatına uygulanması amacıyla yönetmelik taslağı çalışmaları halen Çevre ve Şehircilik Bakanlığı (ÇŞB) tarafından yürütülmektedir. Bu yönetmeliklerdeki esasların uygulanması ve denetim sürecinde en büyük sorumluluk ve yetki Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'na aittir.

5.2. Türkiye'de Evsel ve Kentsel Arıtma Çamuru Yönetimi Konusunda Mevcut Durum

TÜİK verilerine göre, 70 Milyon nüfuslu ülkemizde 16 Büyükşehir Belediyesi, 2950'den fazla Belediye ve 37.000'den fazla köy yerleşim birimi bulunmaktadır. Bu yerleşimlerde kanalizasyon hizmeti verilen nüfus oranı %63'dür. Bu oran belediye olan yerleşimlerde %78'e kadar çıkmaktadır. 2001 yılı itibariyle üretilen 4.400 Mm³ atıksuyun %64'ü kanalizasyon şebekesi ile toplanmaktadır. 2004 yılı verilerinde yıllık 3055 Mm³'lük toplam kapasiteye sahip faaliyette olan arıtma tesislerinin oranı %65'dir. Bu atıksu arıtma tesislerinin %91'i fiziksel ve biyolojik arıtma ünitelerine sahipken, az sayıda tesis ileri arıtma ünitelerine sahiptir. 2004 yılı TÜİK verileri dikkate alınarak atıksu arıtma tesisleri ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı %37'dir. Kişi başı 60 g katı madde/gün miktarı kabul edilerek, evsel/kentsel kaynaklı günlük 1600 ton AÇ üretildiği tahmin edilmektedir. Üretilen bu çamurların önemli bir miktarı belediye katı atık depolama tesislerinde bertaraf edilmektedir. AÇ'nin düzenli depolanması bertaraf alternatifleri arasında en az karmaşık, uygulaması en kolay ve bazen de en ucuz alternatif olarak değerlendirilmektedir. Evsel/kentsel arıtma çamuru, içeriğindeki değerli besin maddeleri, ısı değeri gibi özellikleri dikkate alındığında yararlı kullanım alternatifleri olan bir hammaddedir. Ancak düzenli depolama, AÇ'deki "kaynak" olarak nitelenen bu özelliklerden faydalanılmasını engellemektedir. Ayrıca hızla azalmakta olan depolama sahaları ve depolama alternatifine karşı halk/kamuoyu tepkisi bu alternatifi çekici olmaktan uzaklaştırmaktadır. Bu unsurlar dikkate alındığında bir hammadde ve enerji kaynağı olarak AÇ'nin ülkemiz koşullarına uygun yararlı kullanım alternatiflerinin (tarımsal amaçlı kullanım, ek yakıt olarak kullanılması vb.) belirlenerek ülkemiz ekonomisine kazandırılması önem taşımaktadır.

AÇ'nin işlenmesi ve bertaraf edilmesi maliyeti toplam arıtma tesisi maliyeti içinde önemli bir orana sahiptir. Atıksu arıtma işlemleri aşamasından itibaren oluşan AÇ miktarının azaltılması

ve uygun yöntemlerle (stabilizasyon, minimizasyon, şartlandırma ve susuzlaştırma vb.) işlenerek uzaklaştırılması hem teknik hem de yasal açıdan önem arz etmektedir.

Ülkemizde arıtma tesislerinde oluşan toplam AÇ miktarları ve bunların özelliklerini içeren kapsamlı bir envanter bulunmamaktadır. AÇ'nin bölgesel bazda envanterinin çıkarılması, kalitatif ve kantitatif özelliklerinin belirlenerek veri tabanı oluşturulması, uygun işleme ve yararlı kullanım alternatiflerinin belirlenerek evsel ve kentsel AÇ için bir yönetim sistematığının oluşturulması ve bunun yetkili idarelere ve kamuoyuna kazandırılması konularında uygulamada büyük eksiklikler görülmüş ve bu eksikliği gidermek ve ülke genelinde coğrafi özellikler ve dağılım dikkate alınarak detaylı bir araştırma yapmak amacıyla Haziran 2010'da projemiz başlamıştır. Arıtma çamurları yönetim sistemleri ile ilgili olarak literatür ve uygulama çalışmaları aşağıda ilgili konu başlıkları altında tartışılmaktadır.

5.2.1. Arıtma Çamuru Yönetim Sistemleri Nasıl Tasarlanmalıdır?

AÇ Yönetim Sistemlerinin seçimindeki yaklaşımların bütünsel olması, uygun maliyetli alternatiflerin seçimlerinin yanı sıra halk sağlığı ve çevre güvenliği unsurlarını bir arada göz önüne alan entegre bir yapıda olması gerekmektedir. AÇ arıtım sistemlerinin seçimi ya da nihai bertarafında tarımda kullanım, yakma ya da depolama alternatifleri değerlendirilirken konu bir bütün olarak ele alınmalı, AÇ özellikleri, ülke koşulları, ülkenin ekonomisi, bunun yanında da söz konusu bölgeye has koşullar değerlendirilerek seçimler yapılmalıdır. Bu tür bir değerlendirme ile bir ülkede farklı yörelere uygulanacak farklı yöntem ve yaklaşımların olduğu literatürde yer almaktadır (Engel ve Rimers, 2001). Lee ve Liu (2004) AÇ yönetimi için çamurun fiziksel, kimyasal, biyolojik özelliklerini, yerel koşulları ve nihai bertaraf yöntemlerini birlikte ele alan bir "yerel AÇ yönetim planı" yapmak gerektiğini belirtmişlerdir. Lee ve Liu seçilen AÇ yönetim sisteminin,

- ülke yönetmeliklerine uygun, yöresel koşullarla uyumlu olması,
- geniş kabul görmesi,
- enerji ihtiyacını minimize etmesi ve
- malzeme ve enerji geri kazanımına ya da yeniden kullanımına yol açması

gibi ön koşullara bağlı olarak seçilmesi gerektiğine işaret etmektedirler.

Dünyadaki pek çok ülke benzer yaklaşımlarla AÇ arıtım ve bertaraf sistemlerini belirlemiştir. Örneğin, İrlanda'da AÇ yönetim politikalarının geliştirilmesi için öncelikle detaylı bir strateji çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada var olan tüm evsel AÇ

kaynakları belirlenmiş, yakın gelecekte öngörülen kaynaklar saptanmış, mevcut ve gelecek için öngörülen AÇ miktarları ortaya çıkarılmıştır. AÇ arıtım bölgeleri oluşturulmuş ve her bölge için maliyet, lojistik ve bölgeye has diğer koşullar değerlendirilerek en uygun arıtım ve bertaraf yöntemleri önerilmiştir. Takip eden çalışmalarda da AÇ' nin detaylı karakterizasyonu yapılmış, küresel eğilimler de izlenerek standartlar ve rehber limitler oluşturulmuştur. Üreticiler ve kullanıcılar için ayrı ayrı rehber dokümanlar oluşturulmuş "iyi uygulama kodları" geliştirilmiştir (Bartlett ve Killilea, 2001).

Yunanistan'da en uygun nihai bertaraf yönteminin belirlenmesine yönelik nüfusun %65 ine hizmet etmekte olan 18 büyük şehirde (eşdeğer nüfus 5.300.000) yapılmak üzere anketler geliştirilmiştir. Bu anketlerin uygulanması ile arıtma tesisi işletmecilerinden tesis işletme bilgileri toplanmıştır. Ayrıca AÇ' nin özellikleride laboratuvarında yapılan analizlerle belirlenmiştir. Parametreler 86/278/EC nolu direktif çerçevesinde tarımda kullanım için ağır metaller, toplam katı madde, organik katı madde, toplam azot, toplam fosfor, fekal koliform açısından 1 yıl boyunca ölçülecektir. Bu analizler sonunda Yunanistan'da üretilen AÇ' nin tarımsal kullanıma uygun olduğu, yüksek gübre değerinde AÇ üretildiği (%5-12 azot, %1-9 fosfor olacak şekilde) belirlenmiştir. Atina ve benzeri megapoller için gerek AÇ kalitesinin düşüklüğü, gerekse tarımsal alanlara uzaklığı nedeniyle AÇ' nin önce kurutulup daha sonra da çimento fabrikalarında yakıt desteği olarak kullanılması önerilmiştir (Andreakis ve diğ., 2002).

Benzer örnekleri farklı ülkelerdeki uygulamalarda da görmek mümkündür. Yukarıdaki her iki örnekten de görüleceği gibi çalışmalar önce mevcut durumun ortaya konması ile başlamakta, daha sonra AÇ' nintemsili örneklenmesi ve tam bir karakterizasyonu ile ülke profili olarak ortaya konmaktadır. Daha sonra yerel koşullar da değerlendirilerek yerel mevzuatlar çerçevesinde AÇ için en uygun arıtma ve nihai bertaraf yöntemleri belirlenmektedir. Bunlar yapılırken kriterler oluşturulmakta ve daha sonraki karar verme durumları için yol gösterici rehber bilgiler ortaya konmaktadır.

5.2.2. Arıtma Çamurlarının Eysel Nitelikli Katı Atıklarla Birlikte Depolanması

AÇ' nin nihai uzaklaştırma yöntemleri arasında yer alan "evsel nitelikli katı atıklarla birlikte depolama" işlemi özellikle gelişmekte olan ülkelerde yaygın olarak kullanılmaktadır. Depolama sahalarını konvansiyonel sistemlerin dışına taşıyan biyoreaktör konseptine uygun olarak tasarlanan ve işletilen depolama sahalarında, evsel nitelikli AÇ uygun olarak depolandığı takdirde, çöp stabilizasyonu üzerinde olumlu etkileri olduğu bulunmuştur (Çinar ve diğ., 2004). Craft ve arkadaşlarının yapmış oldukları bir çalışmada farklı türdeki arıtma çamurlarının

kentsel katı atıklar ile birlikte depolanması durumunda stabilizasyon hızının ve çıkan gaz miktarının arttığı bulunmuştur. Organik evsel katı atıklardaki besi maddesi eksikliğinin aerobik ve anaerobik kompostlaştırma proses performansını önemli ölçüde azalttığı yapılan çalışmalarda ortaya konmuştur (Rivard, 1989). Son yıllarda yapılan araştırmalarda bu besi maddesi eksikliğinin giderilmesi amacıyla katı atıklarla arıtma çamurunun karıştırılması tavsiye edilmektedir (Kayhanian ve Rich, 1996). Özellikle Hall ve arkadaşlarının Polonya’da yapmış oldukları çalışmada anaerobik olarak çürütülmüş çamurun kentsel katı atıklar ile birlikte depolanması sonucunda mikroorganizmalar için gerekli olan azot ve fosforun sisteme yeterince verildiği görülmüştür. Ancak, AÇ’nin hangi özelliklerde ve şartlar altında nasıl depolanması gerektiği hakkında literatürde fazla bilgi mevcut değildir. Katı atık depolama sahalarındaki stabilizasyonu hızlandırması için sahaya katılması gereken AÇ oranlarının belirlenmesi de çok önemlidir. Gereğinden fazla ilave yapıldığında, depolama sahası içerisinde aşırı miktarda sızıntı suyu oluşabilmekte ve bu da sahanın stabilitesini bozabilmektedir (Güleç ve diğ., 2000). Bu konuda detaylı araştırmaya ihtiyaç duyulmaktadır.

5.3. Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonu

Çamur stabilizasyonu, çamurların fermente edilebilirliğini ve kullanımından kaynaklanan sağlık tehlikelerini önemli ölçüde azaltmak üzere, biyolojik, kimyasal ya da ısıl işlemlerden, veya diğer uygun proseslerden geçirmektir. Stabilizasyon bir diğer ifade ile çamurdaki organik madde içeriğinin indirgenmesi (daha kararlı ya da inert organik ve inorganik hale dönüştürülmesi), patojen organizmaların ve toksisitenin giderilmesi, koku potansiyelinin azaltılması ve gaz üretme potansiyelinin iyileştirilmesi amacıyla çamura uygulanan bir dizi biyolojik veya kimyasal işlemden oluşmaktadır (Appels, 2008; Tchobanoglous ve diğ., 2003). En yaygın kullanılan biyolojik stabilizasyon yöntemleri; aerobik çürütme, anaerobik çürütme, alkali stabilizasyon ve kompostlaştırmadır. Kimyasal çamur stabilizasyonu için uygulanmakta olan en yaygın yöntem ise kireç ile stabilizasyondur (Tchobanoglous ve diğ., 2003, Lu ve diğ., 2008).

5.3.1. Anaerobik Çürütme

Atıksu arıtma tesislerinde çamurun anaerobik olarak arıtılması en verimli işlem olarak tanımlanır. Anaerobik çürütme, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımı sonucu oluşan çamurun stabilizasyonu için kullanılan en eski stabilizasyon yöntemlerinden biridir ve çamurdaki organik ve inorganik maddelerin havasız ortamda anaerobik mikroorganizmalar tarafından parçalanıp metan ve karbondioksit'e dönüştürülmesi yani organik maddenin oksijensiz ortamda

mineralize olması (bozunması) olarak tanımlanabilir. Anaerobik arıtma sistemlerinde organik maddelerin oksijensiz ortamda ayrışması temel olarak üç aşamada gerçekleşir: kompleks organik maddelerin hidrolizi, çözülmüş organiklerin düşük moleküler ağırlıklı organik asitlere dönüşümü ve organik asitlerin metan ve karbondioksit'e dönüştürülerek biyogaz oluşması aşamalarıdır (Tchobanoglous ve diğ., 2003; Vesilind, 1979; Speece, 1996; Vesilind ve Spinosa, 2001; Parkin ve diğ., 1986).

Atıktaki enerjinin geri kazanımına olan ilginin artması, çamurun stabilizasyonu sonrasında biyokatı adı verilen çevreye zararsız ve kolaylıkla susuzlaştırılabilen bir maddeye dönüştürülmesi, aerobik arıtmada anaerobik arıtma oranla sistemden daha fazla çamur çıkması ve bunun yarattığı çevre sorunları ve çamurun yenilenebilir enerji kaynağına dönüştürülerek ekonomik kazanç sağlanabilmesi anaerobik çamur arıtım teknolojisine olan ilginin artmasına neden olmuştur. Özellikle, yüksek organik madde ve düşük katı madde içeren konsantre atıksuların arıtılmasında aerobik proseslerin uygulanmasının pahalı oluşu, anaerobik çürütme proseslerin gelişmesine neden olmuştur (Türker, 2006; UNIDO, 1992). Yakın zamanda gerçekleştirilmiş, anaerobik çürütmenin, özellikle orta ve büyük ölçekli tesislerde arıtma çamurlarının bertarafında en ekonomik yöntemlerden biri olduğunu gösteren çok sayıda çalışma da mevcuttur (Davidsson, 2006; Ghazy, 2011; Hospido, 2008; Houdkova, 2008; Kopp, 2012; Roxburgh, 2006; Murray, 2008; Valderrama, 2013).

Anaerobik reaktör teknolojisindeki önemli gelişmeler 1950'lerden sonra hız kazanmıştır. Anaerobik proseste karıştırma işleminin uygulanmasıyla elde edilen yüksek hız, modern yüksek hızlı anaerobik sistemlerin (high rate digestion) yolunu açmıştır (McCarthy, 1982).

Anaerobik çürütme işleminin en önemli avantajı çamurun stabilize edilerek organik madde içeriğinin azaltılması ve biyokatı adı verilen çevreye zararsız ve kolaylıkla susuzlaştırılabilen bir maddeye dönüştürülmesidir. Anaerobik çürütme işleminin diğer bir avantajı ise anaerobik çürütmenin son ürünü olan biyogazın bünyesindeki metanın enerji elde etmek amacıyla kullanılabilmesidir. Anaerobik çürütme işleminde hidroliz aşaması çamurun tipine bağlı olarak organik maddenin parçalanma hızını belirleyen aşama olup bu aşama literatürde "hız sınırlayıcı adım (rate-limiting step)" olarak tanımlanmaktadır (Eastman&Ferguson, 1981). Tipik bir anaerobik çürütme işleminde reaktörde bekletme süresi 20 gün ve üstünde olmaktadır. Bu süre zarfı içinde organik maddelerin parçalanma derecesi %25 ile %60 arasında değişmektedir (Nickel ve diğ., 1999). Yukarıda bahsedilen bu durum dikkate alındığında klasik anaerobik çürütme işleminin dezavantajı; biyolojik çamurun hidrolizi için uzun süre gerekmesi, dolayısıyla büyük çürütücü tank hacimlerine ihtiyaç duyulması ve organik maddenin yüksek

oranda parçalanmasının sağlanamamasıdır. Anaerobik çürütme işleminin diğer bir dezavantajı ise anaerobik çürütücü işletimi sırasında ortaya çıkan köpük problemidir (Ganidi ve diğ., 2009).

Anaerobik çürütme proselerinde, daha yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşmak ve daha kısa bekletme sürelerinde işletim sağlayabilmek için iki kademeli (Termofilik/mezofilik) çürütme işlemleri bir alternatif olarak karşımıza çıkmaktadır.

Rubio-Loza ve Noyola yaptıkları çalışmada iki kademeli anaerobik çürütme işlemini karışık aktif çamur örneklerine (ön çökeltim + son çökeltim) uygulamış, ilk aşamadaki termofilik reaktörde iki kısa çamur bekletme sürelerinde (2 ve 3 gün), ikinci kademedeki mezofilik koşulda işletilen reaktörde ise 13 ve 10 günlük çamur bekletme sürelerinde çalışmışlardır. Sonuçlar ilk kademedeki termofilik sıcaklık koşullarının 2 – 3 gün gibi kısa bekletme sürelerinde bile patojen mikroorganizma gideriminde tek kademeli klasik anaerobik çürütme işlemine göre daha etkili olduğunu ve iki kademeli sistemin A sınıfı biyokatı eldesi amacıyla kullanılabileceğini göstermiştir (Rubio-Loza ve Noyola, 2010) .

Erden ve Filibeli (2009) yaptıkları çalışmada termofilik şartlar altında tek kademeli anaerobik çamur çürütme işlemi ile iki kademeli (termofilik çürüme sonrasında mezofilik çürüme) anaerobik çürütme işlemi katı madde indirgenmesi ve metan üretimi açısından karşılaştırmıştır.Çamurun en yüksek katı madde giderimi termofilik şartlar altında işletilen reaktör içinde gerçekleştirilmiş olup; mezofilik sıcaklık koşulunda gerçekleştirilen ikinci kademe çürütme, daha fazla katı madde giderimine sebep olmamakla birlikte daha fazla metan üretimine olanak sağlamıştır.

Yapılan diğer bir çalışmada, mezofilik şartlar altında işletilen klasik anaerobik çürütücü reaktör, yüksek sıcaklıkta (65 °C’de) işletilen aerobik sistem ile birleştirilmiş, sistem yarı kesikli olarak 44 günlük çamur bekletme süresinde 180 gün süreyle işletilmiş; sonuçlar bu sisteme paralel olarak işletilen klasik anaerobik çürütücüden elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmıştır. Bileşik işletilen sistemde klasik sisteme oranla çamur çözünürlüğü artmış ve %30 oranında daha fazla KOİ giderimi elde edilmiştir (Dumas ve diğ., 2010).

Anaerobik çürütme verimini arttırmak amacıyla, anaerobik çürüme işleminin temel basamakları olan substrat dezintegrasyonu, hidroliz, asitleşme ve metanlaşma aşamalarını geliştirmek üzere yedi farklı bakteri grubunu içeren bir anaerobik çürütücü modeli olan “ADM1” Uluslararası Su Grubu (IWA) tarafından geliştirilmiş olup bu model (Batstone ve diğ., 2002) ve farklı modifikasyonları bir çok araştırmacı tarafından araştırma konusu olmuştur (Derbal ve diğ., 2009).

Daha verimli bir çürütme işlemi amacıyla yönelik olarak uygulanan Cambi, Krepro ve BioTHELYS® gibi patentli prosesler bulunmaktadır (Kepp ve diğ., 2001). Cambi ve BioTHELYS® prosesleri buhar enjeksiyonu ile verilen 150–180 °C sıcaklığın 30-60 dakika süresince uygulanmasını kapsamaktadır (Chauzy ve diğ., 2007). Krepro prosesinde ise çamur %5-7 KM içeriğine kadar yoğunlaştırılır ve pH=1-3 aralığına gelinceye kadar H₂SO₄ ile asitlendirilir. Asitlendirilmiş çamur 30-40 dakika süresince 140°C’de basınçlı bir kaptaki ısıtılır (www.kemwater.com).

Astals ve diğ. (2012) yaptıkları çalışmada mezofilik ve termofilik şartlar altında işletilen anaerobik çürütücülerin verimliliklerini karşılaştırmıştır. Sırasıyla 20 ve 15 gün boyunca işletilen mezofilik ve termofilik reaktörlerde, en yüksek verimler mezofilik şartlarda işletilen çürütücüde gözlenmiştir. Mezofilik ve termofilik çürütücüler için sırasıyla katı madde giderimi %28,7 ve % 27,4, uçucu katı madde giderimi %40,6 ve %37, KOİ giderimi %42,4 ve %37,2 olarak tespit edilmiştir. Biyogaz üretimi ve susuzlaştırılabilirlik açısından da mezofilik çürütücülerden daha yüksek verim elde edilmesine rağmen, mikrobiyolojik açıdan indikatör gideriminde termofilik reaktörlerin daha etkili olduğu belirlenmiştir.

Wijekoon ve diğ. (2010) yaptıkları çalışmada iki aşamalı anaerobik membran biyoreaktörlerde organik yükleme miktarının uçucu yağ asitleri üretimi, organik madde giderimi ve mikrobiyal aktivite açısından etkisini incelemiştir. Sonuçlara bakıldığında, artan organik yükleme miktarı ile hidrolitik ve metanojenik biyolojik aktivitenin de arttığı gözlenmiştir. KOİ giderim verimi incelendiğinde, 8 kg KOİ/m³.g’e kadar artan bir verim elde edilirken, 8 kg KOİ/m³.g’den sonra KOİ giderim veriminde düşüş gözlenmiştir. Bunun yanında, günlük üretilen metan miktarı da artan organik yükleme miktarı ile artmıştır.

5.3.2. Aerobik Çürütme

Oluşan çamurların, yeterli oksijenin sağlandığı koşullarda biyolojik stabilizasyonu için kullanılan bir diğer yöntem ise aerobik çürütmedir. Aerobik proseslerin işletilmesinde; sıcaklık, bekletme süresi, oksijen gereksinimi, karıştırma ve ortam pH’ı gibi faktörler denetim altında tutulmalıdır. Aerobik çürütmenin amacı, katı madde miktarının azaltılması, flok oluşturan mikroorganizmaların, kirleticilerin ve diğer organik materyallerin giderilmesidir. Aerobik çamur çürütmede uçucu katı madde giderimi %35-50 arasında değişmektedir. Bu çürütmede, ortamda bulunan besin maddesi (substrat) tüketildiğinde, mikroorganizmalar, kendi hücre reaksiyonlarını gerçekleştirmede ihtiyaç duydukları enerjiyi elde etmek için kendi protoplazmalarını tüketmeye (içsel solunum) başlarlar. Hücre dokusunun ancak %75-80’i

oksitlenebilir olduğu için geri kalan %20-25'lik kısım ise inert ve biyolojik olarak ayrışmayan organik bileşikleri oluşturmaktadır. Biyolojik olarak ayrışmayan uçucu katı maddeler (UKM) aerobik çürütmeden sonra son ürün olarak çamurda kalmaya devam ederler (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

Aerobik çürütmenin temel avantajları, işletme kolaylığı, düşük yatırım maliyeti ve çürütme son ürününün ekonomik değeri olan, kokusuz, humus benzeri, biyolojik olarak kararlı bir malzeme olması şeklinde sıralanabilir. Aerobik çürütücünün dezavantajları ise aşağıdaki gibidir:

- Enerji geri kazanımı yoktur.
- Bu proses sürekli havalandırma gerektirdiği için enerji masraflarından dolayı daha maliyetli olabilir.
- Çürümüş çamurun susuzlaştırma karakteri daha zayıf olabilir.
- Proses sıcaklık, yer, tank geometrisi, giriş çamurundaki katı madde miktarı, karıştırma/havalandırma ekipmanlarının kalitesi ve tank yapı malzemesinin türü gibi çeşitli parametrelerden büyük oranla etkilenir (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

Yukarıda bahsedilen dezavantajların en aza indirilmesi ve daha yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşılarak çevreye en az zarar verecek çamur oluşumlarının sağlanması amacıyla klasik çürüme işlemlerinin modifikasyonları kullanılmaktadır.

5.3.2.1.Ototermal Termofilik Aerobik Çürütme

Klasik aerobik çürütme işleminin verimini arttırmak amacıyla kullanılan bir proses de aerobik çürütme işleminin bir modifikasyonu olan ototermal termofilik aerobik çürüme işlemidir (ATAD). ATAD bir biyolojik stabilizasyon yöntemidir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick, 1978). Kentsel arıtma çamurlarının ve konsantre organik atıkların stabilizasyonu ve de dezenfeksiyonu için kullanılmaktadır. Yüksek konsantrasyonda organik madde içeren atıklar havalandırıldıklarında metabolik oksidasyon sırasında çevreye ısı verirler. Sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenebilir konsantre organik atıkların indirgenmesini kolaylaştırmaktadır. Sistem, ilave bir ısı temini olmaksızın 35°C–70°C arasındaki termofilik sıcaklıklarda işletilen, tek veya çok kademeli aerobik çürütücülerden oluşur. Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları, çeşitli endüstriyel atıklar ve hayvansal atıklar; tam karışım, ısı kayıpları önlenecek şekilde iyi izole edilmiş ve biyokimyasal oksidasyon için yeterli miktarda hava sağlanan bir reaktörde aerobik olarak çürütüldüklerinde, biyolojik indirgenebilir katıların oksidasyonu sırasında açığa

çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır. Sistemdeki yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak organik madde indirgenmesinin yanısıra, atığın içerdiği patojenik organizmalar da giderilerek tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sistemin diğer avantajları ise yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarındaki artışa bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyetin düşük olması, biyokatı beslemesi için bir ön arıtma gerekmemesi, çamurun bekletilme süresinin önemli bir oranda (5 veya 6 gün) azaltılması, sistemin işletim kolaylığı ve enerji gereksinimlerinin diğer aerobik arıtma sistemlerine göre az olmasıdır (≤ 7 kWh/kg KM) (Kelly, 1999; Abu-Orf ve diğ., 2001; Kelly ve Mavinic, 2003; Tchobanoglous ve diğ., 2003). ATAD prosesinin dezavantajları ise, oksijen gereksiniminden kaynaklanan yüksek maliyet, köpük oluşumu, koku oluşumu, çamurdaki düşük çökebilme özellikleri nedeniyle susuzlaştırma işleminde şartlandırıcı madde gereksinimindeki artış olarak verilmektedir (Lapara ve Alleman, 1998).

5.3.3. Alkali Stabilizasyon

Çürütme yolu ile stabilizasyona alternatif olarak, arıtma çamurlarının alkali stabilizasyonunda kullanılmakta olan kireç, çamurun suyunu verme özelliklerinin geliştirilmesinde kullanılabildiği gibi, çamur stabilizasyonu amacıyla da kullanılmaktadır (Seyhan ve Erdinçler, 2003). Bu yöntemde çamura, pH değerini 12 veya daha yukarı çıkaracak miktarda kireç ilave edilir. Yüksek pH, mikroorganizmalar için uygun olmayan bir ortam oluşturur. Bunun sonucu olarak da çamur ayrışmaz, koku kaybolur ve sağlık riskleri oluşmaz. İşlemden sonra kireç kullanılabileceği gibi, sönmemiş kireç de kullanılabilir ve bu durumda, açığa çıkacak ısıdan yararlanılarak kısmi bir kurutma ve etkili bir pastörizasyon işlemi de gerçekleştirilebilir. Avrupa Birliği arıtılmış çamurun arazide geri kullanımını önermektedir. Bu bağlamda, kireç ile ileri arıtma, arıtma çamurlarının, güvenli ve çevreyle dost değerli bir gübre ve toprak düzenleyici olmasını sağlamaktadır. Arıtma çamurlarının kireç ile stabilizasyonunda üç yöntem kullanılmaktadır (Akyarlı ve Şahin, 2005):

- Susuzlaştırmadan önce çamura kireç ilavesi (kireç ile ön arıtma)
- Susuzlaştırmadan sonra çamura kireç ilavesi (kireç ile son arıtma)
- İleri kireç stabilizasyon teknolojileri

5.3.4. Kompostlaştırma

Son yıllarda arıtma tesislerinde oluşan çamur kekinin uzaklaştırması ve stabilizasyonu için uygulanan diğer bir çamur yönetim seçeneği de kompostlaştırmadır. Biyokatı bertaraf

gereksinimlerinin artması ve yeterli düzenli depolama sahalarının eksikliği uygulanabilir bir çamur yönetimi seçeneği olan kompostlamanın gelişimini hızlandırmıştır (Hassouneh ve diğ., 1999). Kompostlaştırma, organik maddenin kontrollü havalı koşullar altında humus benzeri stabil bir ürüne dönüştürülmesi olarak ifade edilen ve yaygın olarak kullanılan bir stabilizasyon çeşididir (Epstein, 1997). Kompostlaştırma, biyolojik olarak parçalanabilen atığın hacmini, kütleini ve nemini azaltıp değerli bir toprak düzenleyici haline dönüştürür. İyi işletilen bir sistemde organik maddenin bozunması sırasında sıcaklık 70 °C' ye çıkartılarak, patojen bakterilerin yok olması sağlanabilir. Kompostlaştırma sonucunda uçucu katı maddelerin yaklaşık olarak %20-30'u karbon dioksit ve suya dönüştürülür (Tchobanoglous ve diğ., 2003). Türkiye'de toprakların büyük bir bölümünde organik madde eksikliği olması, erozyon sorunu, iyileştirme (rehabilitasyon) ve ağaçlandırılmayı bekleyen çok geniş alanların varlığı arıtma çamurlarının biyolojik dönüşümü yoluyla elde edilecek kompost ürününün farklı amaçlarla kullanılmasında önemli bir potansiyel oluşturmaktadır. Ancak, arıtma çamurlarından elde edilen kompostun ağır metal vb. tehlikeli içeriği, fitotoksikite ya da tuz fazlalığı ya da elektriksel iletkenliği artırıcı madde ihtiva eden besi maddesi içeriği nedeni ile toprak uygulamalarında kullanımlarının kısıtlanmasına ilişkin çalışmalar da mevcuttur (Jayasinghea ve diğ., 2010). Kompostlama işleminde kompostlama kutuları ve tünel reaktörler yaygın olarak kullanılmaktadır

5.3.5. Biyoreaktörler

Atıksu arıtma tesislerinden gelen ve arıtma çamurları olarak bilinen biyokatılları çöp depolama sahalarında bertaraf etmek uygulanan en genel yöntemdir. Diğer alternatifler ise yakma tesislerinde ya da diğer termik santrallerde bertaraf etmek ve geri dönüşüm yapmaktır. Bu opsiyonlar arasında en kolay ve en ucuz olanı arıtma çamurlarının atıklarla birlikte çöp depolama sahalarında bertarafını sağlamaktır. Arıtma çamurlarının biyoreaktör çöp depolama sahalarında birleşik tasfiyesinin; potansiyel toksik bileşiklerin seyreltilmesi, besi maddelerinin dengesini geliştirmesi, mikroorganizmaların sinerjik etkilerini artırması, biyolojik olarak bozunabilen organik maddeleri arttırması yani biyogaz verimliliğini çoğaltması gibi yararları bulunmaktadır (Çınar ve diğ., 2004;Güneş, 2005).

Katı atık depolama sahaları genel olarak anaerobik ayrışma prensibiyle yönetilen konvansiyonel tekniklerle işletilmektedir (Erses ve diğ., 2007; Warith, 2003). Konvansiyonel sistemler, temel olarak alt tabaka katmanı, üst örtü tabakası, gaz ve sızıntı suyu toplama ve arıtım sistemlerinden oluşmaktadır. Diğer taraftan biyoreaktör depolama sistemleri, atıkların biyolojik stabilizasyon süreçlerini hızlandırmak için sızıntı suyunun geri devir ettirilmesi ile

geliştirilmiş olan konvansiyonel sistemlerin modifikasyonunudur (Ersesve diğ., 2007). Bunun yanısıra, Berge (2009)'e göre katı atıkların bozunmasına olanak sağlayan bir çevre yaratmaları maksadıyla denetimli bir şekilde işletilmelerinden dolayı biyoreaktör depolama sahaları konvansiyonel sistemlerden farklıdır. Biyoreaktör depolama sistemleri konvansiyonel depolama sistemlerine göre organik atık bozunmasını, kompleks organik bileşiklerinin dönüşme oranlarını ve proses verimlerini önemli ölçüde arttırmaktadır. Biyoreaktör depolama sahalarının temel konseptinde optimum nem içeriğini destekleme ve mikroorganizmaların atık bozunmasını sağlayabilmesi için gerekli besi miktarını oluşturmak vardır. Bunun yanısıra, biyoreaktörlerde sızıntı suyu geri devri dışında çamur ilavesi, sıcaklık ve pH kontrolü ile atık stabilizasyonunu hızlandırıcı müdahaleler de yapılabilmektedir (Reinhart ve diğ., 2002). Bu alanda yapılmış birçok çalışma mevcuttur (Pohland, 1980; Townsend ve diğ., 1996; El-Fadel ve diğ., 1999; Onay ve Pohland, 1998; San ve Onay, 2001; Erses ve diğ., 2007).

Teknolojik ve endüstriyel gelişmelerle birlikte çöp depolama sahalarının sızıntı suyu geri devir işlemlerinin süresinin azaltılması, biyogaz üretiminin artırılması ve atıkların çökme zamanlarının hızlandırılması yönünde çalışmalara ihtiyaç duyulduğu ortaya çıkmıştır. Bu gelişmelere bağlı olarak, çöp depolama sahalarının depolama/tutma konseptinden biyoreaktör depolama sahalarına yükseltilmesine yönelik çalışmaların sayısı artmıştır (Warith, 2003).

Çöp depolama sahalarının ilk işletilme etaplarında sızıntı suyu yüksek miktarlarda TOC, BOİ, KOİ ve ağır metal içermektedir. Sızıntı suyu geri devri sayesinde BOİ'nin arıtımı için biyolojik, kimyasal ve fiziksel tepkimeler oluşturulmaktadır. Ayrıca sızıntı suyu geri devri sayesinde çöp depolama sahalarının nem içeriği artırılması sağlanmaktadır (Warith, 2003). Sonuç olarak sızıntı suyu geri devri, depolama alanında stabilizasyonu ve organik madde bozunmasını arttırırken, aynı zamanda sızıntı suyu içerisindeki kirletici konsantrasyonlarında da azalma sağlamıştır. Bu sonuçlar sızıntı suyu geri devir sisteminin, sızıntı suyu arıtım sistemi olarak kullanılabilirliğini öngörmüştür (Reinhart ve Townsend, 1998). Sızıntı suyu geri devir stratejisi ile çalışan depolama sahaları sızıntı suyunun saha içinde arıtılmasıyla hem uygulanabilir bir yöntem sağlamak hem de sızıntı suyu arıtma maliyetlerini düşürmektedirler (San ve Onay, 2001).

Barlaz (2006) yapmış olduğu çalışmada, 5 adet depolama sahasından alınan örnekler laboratuvar ortamında biyoreaktör ve konvansiyonel sistemlerin karşılaştırması amacıyla kullanılmıştır. Bu çalışma sonucunda alınan örneklerin sadece birinde; sızıntı suyunun geri devir edildiği sistemde atık stabilizasyon sürecinin hızlanmasına bağlı olarak gaz üretiminin arttığı gözlenmiştir. Diğer reaktör örneklerinde, gaz üretim verilerindeki belirsizlikten dolayı biyoreaktörlerin verimliliği

hakkında net bir yorum yapılamamış ve bu alanda daha fazla çalışma yapılması gerektiği vurgulanmıştır.

San ve Onay (2001) yaptıkları çalışmalarda sızıntı suyunun katı atıkların ayrışma süreçlerindeki etkisini incelemişlerdir. Yapılan çalışmaların sonucunda sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonunda ve sızıntı suyu arıtımında önemli rol oynayan biyolojik aktiviteleri arttırdığı gözlemlenmiştir. Ayrıca, gerekli besin maddelerinin geri devir vasıtasıyla sistem içerisine ilavesiyle mikrobiyal popülasyonun ve buna bağlı olarak stabilizasyon sürecinin kısaldığı sonucuna ulaşılmıştır. Diğer bir taraftan, aerobik biyoreaktörlerin, sızıntı suyu arıtımı ve giderimi için en etkin yol olduğu ve böylece daha sonraki harici sızıntı suyu giderim maliyetlerini azaltacağı da yine bu çalışmada öngörülmüştür (San ve Onay, 2001).

Sızıntı suyu ile ilgili yapılan başka bir çalışma (Erses ve diğ., 2007) sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonunu arttırdığını ve bu geri devrin sızıntı suyu arıtımı için mümkün olan en iyi yol olduğunu ortaya koymuştur. Haftada 4 kez yapılan sızıntı suyu geri devri stratejisinin atık stabilizasyonu için en iyi yöntem olduğu gözlemlenmiştir.

Yürütülen başka bir katı atık yönetimi çalışmasında karşılaştırma yapabilmek amacıyla sızıntı suyu geri devirli anaerobik depolama alanı ve sızıntı suyu geri devirsiz depolama alanı simule edilmiştir. Depolama alanının ihtiyacı olan nem miktarı karşılandıktan sonra, sistemde oluşan bütün sızıntı suyu düşük oranlarda sisteme geri devir edilmiştir. Çalışmada, hem sızıntı suyu geri devirli hem de geri devirsiz sistemde sıcaklık artışına bağlı olarak başlangıçta hızlı metan üretimi gözlemlenmiştir. Ancak sızıntı suyu geri deviri olmayan sistemde yaklaşık bir yıl sonra gaz üretimi durma noktasına gelmiştir. Bu sonuç, konvansiyonel depolama alanlarından beklenen ortamdaki nem miktarının tüketilmesine bağlı olarak gaz üretiminde ki düşüşü destekler nitelikte olup, sadece nem ilavesinin gaz üretimindeki artışı sağlayabileceği gözlemlenmiştir.

5.3.5.1. Arıtma Çamurlarının Biyoreaktör Çöp Depolama Alanlarında Birleşik Tasfiyesi

Arıtma çamurlarının biyoreaktör depolama sahalarında birleşik tasfiyesi için birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmaların birçoğu arıtma çamurlarının atıklarla birlikte depolanmasının biyogaz üretimini yükselttiğini, nem için önemli bir kaynak olduğunu ve sızıntı suyunun kalitesini arttırdığını vurgulamışlardır. Ehlers (2001) arıtma çamurlarının biyoreaktörlerde atıklarla depolanması sırasında, yüksek sızdırmazlığa rağmen sızıntı suyunda bulunan Cr, Ni ve Zn elementlerinde artış gözlemlenmiştir. Ayrıca arıtma çamurlarına metal eklendiğinde düşük pH derecelerinde bile birikim gözlemlenmiştir.

Güleç ve diğ. (2000) yaptıkları çalışmada 10 litrelik laboratuvar ölçekli çürütücüyü iki yaşındaki katı atıkla 1:6, 1:9 ve 1:4 oranlarında doldurmuşlar (anaerobik olarak çürütülmüş çamur ve ıslak hacimli katı atık) ve sızıntı suyunun pH'ının 7.0 ile 8.5 arasında değişim gösterdiğini bulmuşlardır. Çamur eklenmeyen kontrol çürütücülerin pH'ında ise asidik derecelere doğru keskin bir düşüş gözlemlenmiştir. Çalışmada bu durum, çamurun pH değişimini önleyici kapasitesine bağlanmıştır.

Yapılan saha çalışmalarında (Blakey ve diğ., 1997) arıtma çamurlarının atıklarla birlikte biyoreaktör çöp depolama sahalarında bertarafının biyogaz üretimini arttırdığı ve sızıntı suyu kalitesini geliştirdiği gözlemlenmiştir.

Kimman ve diğ. (1987) biyoreaktörlere anaerobik olarak çürütülmüş çamur eklendiğinde en verimli biyogaz üretimini sağladığını vurgulamış, çöp depolama alanlarındaki biyogaz üretim tekniklerini değerlendirmişlerdir. Bu teknikler arasında besi maddesi eklenmesi ve çürütülmüş çamur eklenmesinin en yüksek biyogaz oluşumunu sağladığını bulmuşlardır. Bu sonuç yapılan diğer çalışmalarla da desteklenmiştir (Leuschner, 1989; Craft ve Blakey, 1988; Güleç ve diğ., 2000).

Diğer taraftan Barlaz (2006), atıklara anaerobik arıtma çamuru eklemenin biyogaz üretimine herhangi bir etkisinin bulunmadığını gözlemlenmiştir. Ayrıca çamurları katı atıklarla beraber bertaraf etmenin karboksilik asitin birikimine neden olduğunu ve sızıntı suyunun pH'ını düşürdüğünü gözlemlenmiş, anaerobik arıtma çamuru ve besi maddesi eklenmesinden sonra en yüksek KOİ gideriminin sağlandığını vurgulamıştır.

Güneş (2005), arıtma çamurunun katı atıklarla birlikte biyoreaktörlerde tasfiyesinin katı atıkların stabilizasyonunda verimli bir yol olduğunu bulmuştur. Ayrıca deneyin 55. gününden sonra yaş maya eklenmesinin de biyogaz üretimini arttırdığını ortaya koymuştur.

Sponza ve diğ. (2004) yaptıkları çalışmalarda biyoreaktörlerde endüstriyel arıtma çamuru kullanmışlardır. Yaptıkları bu çalışmaların sonucunda kullandıkları anaerobik toksisite testinde, endüstriyel çamur eklenen anaerobik reaktörlerde toksisitenin arttığını ve biyogaz üretiminin azaldığını gözlemlenmiştir. Çınar ve diğ. (2004) ise deneylerinde arıtma çamuru ekledikleri reaktörlerde kümülatif biyogaz üretimi gözlemlenmiştir. Bunun sebebini arıtma çamurlarının yüksek organik içeriğine bağlamışlardır.

Valencia (2008), biyoreaktör çöp depolama sahası simülasyonlarında fosseptik çamurlarının birleşik tasfiyesinin katı atık stabilizasyonuna pozitif etkisi olduğunu vurgulamıştır. Biyoreaktör sistemlerde bu çamurları depolamanın fosseptik çamurunun güvenli ve çevre dostu

bir şekilde bertaraf yolu olduğunu ve bakteriyel popülasyona daha uygun çevresel ortam sağlayarak ve nem içeriğini arttırarak biyoreaktörlerin performansını arttırdığını ortaya koymuştur. Diğer taraftan Leuschner (1989) fosseptik çamurunun mikrobiyal prosesler için kötü bir kaynak olduğunu ayrıca biyogaz üretimi ve sızıntı suyu kalitesini olumsuz etkilediğini vurgulamıştır.

Sandip ve diğ. (2012) kentsel katı atıkların biyoçözünebilirliğini ve metan üretimini arttırmayı hedefleyen bir çalışma yapmışlardır. İlk üç biyoreaktör karışık kentsel katı atıktan, diğer iki biyoreaktör ise kompostlanabilir kentsel katı atıklardan olmak üzere beş farklı biyoreaktör kurulmuştur. Biyoreaktörlere uygulanan havalandırma, anaerobik çamur ekleme, iri taneli çakıl karıştırma, ara toprak örtüsü ekleme ve değişen sızıntı suyu sirkülasyon hızları gibi farklı operasyon parametrelerinin etkisi incelenmiştir. 270 günlük işletme süresinin sonunda, yukarıda belirtilen parametrelerin uygulandığı kompostlanabilir kentsel katı atık içeren biyoreaktörün stabilizasyon anlamında en etkili reaktör olduğu tespit edilmiştir. Uygulanan parametreler 0,66 m³/gün.kg kuru madde havalandırma, dekomposlayıcı kültür karışımı eklenmesi, 0,38 kg çakıl/kg kuru atık çakıl karışımı, kentsel katı atığın hacimce %10-13,5 sızıntı suyunun sirkülasyonu, 1cm'lik ara toprak katmanı eklenmesi ve çürütülmüş çamurun kentsel katı atığın hacimce %0,42'sinin sirküle edilmesi gibidir. Bu reaktör, kontrol reaktörüne kıyasla metan üretme hızını %25 arttırdığı (141,28 L.kg/kuru atık) belirlenmiştir.

Yuwei ve diğ.(2012) kentsel katı atık deponi alanlarının stabilizasyonunu etkileyen deponi alan koşullarını etkileyen parametreleri araştıran bir çalışma yapmışlardır. Çalışmada aerobik deponi biyoreaktör, anaerobik deponi biyoreaktör, yarı aerobik deponi biyoreaktör ve geleneksel anaerobik deponi biyoreaktörleri kullanılmıştır. Değişen biyoreaktörlerin stabilizasyonunu değerlendirmek için kullanılan parametreler katı madde, sızıntı suyu KOİ ve BOİ'si, toplam nitrojen, amonyak, metan ve karbondioksit miktarı olarak belirlenmiştir. Çalışmanın sonucu deponi biyoreaktörlerin kentsel katı atıkların parçalanabilirliğini arttırdığını ve stabilizasyonunu iyileştirdiğini göstermiştir. Aerobik deponi biyoreaktörde uçucu katı madde ve selüloz giderimi sırasıyla %57,5 ve %93 olarak belirlenmiştir. Aerobik biyoreaktörde ayrıca stabilizasyon süresi anaerobik biyoreaktörün %60'ı kadar azaldığı görülmüştür. Sızıntı suyunun de geri sirküle edilmesinin organik bileşenlerin çözünmesini hızlandırdığı tespit edilmiştir. Aerobik deponi biyoreaktörde 189 günün sonunda, anaerobik biyoreaktörde ise 596 günün sonunda sırasıyla BOİ ve KOİ giderimleri %96 ve %99 olarak ölçülmüştür. Aerobik deponi biyoreaktörde toplam nitrojen ve amonyak giderimleri sırasıyla %96 ve %99 olarak

belirlenmiştir. Bunlara ek olarak, anaerobik deponi biyoreaktörün metan ürettiği ve aerobik reaktörlerin sera gazı üretiminin azalttığı da belirtilmiştir.

5.4. Arıtma Çamurlarının Minimizasyonu

Tüm dünyada depolama sahalarının kısıtlı olması, çamurun faydalı kullanımı konusunda yeterli uygulamaların bulunmaması ve toplam atıksu arıtma maliyetin yaklaşık olarak yarısını oluşturan yüksek çamur arıtma maliyetleri (Yasui ve Shibata, 1994; Abbassi ve diğ., 2000) vb. nedenlerle, AÇ yönetimi konusunda yeni yaklaşımlar gündeme gelmektedir. Bu yaklaşımlar içerisinde çamur miktarının azaltılmasına (çamur minimizasyonu) yönelik çalışmalar son dönemde oldukça hız kazanmıştır. Kullanılan minimizasyon teknikleri, atıksu arıtımı sonrasında oluşan AÇ miktarının azaltılması amacıyla uygulanan ön işlemler (dezentegrasyon) ve çamur oluşumunu baştan engelleyerek toplam kütle ve hacimde belli oranda azalmayı sağlayan teknikler (kaynakta azaltma yöntemleri) olarak değerlendirilmektedir. Bunun yanı sıra, çürüme verimini arttırmak ve çamur miktarını azaltmak amacıyla kullanılan klasik çürüme işlemlerinin modifikasyonlarının gerçek ölçekli uygulamaları da mevcuttur (Besze'des ve diğ., 2009). Dolayısı ile, çamur minimizasyonu ile hem arıtıma giren çamur miktarında azalma sağlanarak arıtım hacimleri ve maliyetlerinin düşürülmesi, hem de arıtım sonunda elden çıkarılması gereken çamur hacimlerinin azaltılması hedeflenmektedir. Çürüme işlemlerinde organik madde miktarının en aza indirilmesi amacıyla uygulanan modifikasyonlar da çamur miktarının azaltılmasına yönelik olan uygulama olarak karşımıza çıkmaktadır.

5.4.1. Çamur Dezentegrasyonu

Çamur dezentegrasyonu, çürüme öncesinde çürüme işleminde hız sınırlayıcı adım olan hidroliz aşamasını elimine etmek ve stabilizasyon derecesini arttırmak amacıyla bir ön arıtma işlemi olarak geliştirilmiştir (Bougrier ve diğ., 2005; Weemaes ve diğ., 2001; Erdinçler ve Vesilind, 2000). Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmelerin etkisiyle arıtma çamurunun yapısal özelliklerinin bozulması olarak tanımlanabilir. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik etkenler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilir. Çamur dezentegrasyon teknikleri fiziksel (ısı arıtım, mikrodalga, donma ve erime), kimyasal (Fenton reaktifi kullanarak ileri oksidasyon, ozonlama, asit ve alkali), mekanik (ultrasonikasyon, homojenizatörler, değirmenler ve vurgulu elektrik alan), biyolojik hidroliz (enzim ile arıtma) ve bu metodların birlikte uygulanması (örneğin, ısı ve kimyasal arıtma) şeklinde çeşitlendirilebilmektedir (Müller, 2001).

Dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müller ve diğ., 2004). Dezentegrasyon işleminde, çamura uygulanan gerilmeler sayesinde çamur flok yapısı

bozulmakta, mikroorganizma hücre duvarları parçalanmakta, hücre içeriğindeki organik bileşenleri sıvı faza geçmektedir (Vranitzky ve dig. 2005). Dezentegrasyon uygulamasıyla stabilizasyon derecesinin artmasına bağlı olarak klasik çürüme işlemine göre daha düşük miktarda çamur üretimi, daha stabil bir çamur ve anaerobik çürüme uygulamasında daha yüksek miktarda biogaz eldesi mümkün olmaktadır (Wang ve diğ.,2005). Ultrasonik arıtma (Tiehm ve dig., 2001; Nickel ve dig., 2007; Zawieja ve dig., 2008; Phama ve dig., 2009; Biyu ve dig., 2009; Xie et. al., 2009; Erden and Filibeli, 2010a), ozon oksidasyonu (Bougrier ve diğ., 2006; Magdalena ve diğ., 2007; Erden and Filibeli, 2010b), mekanik dezentegrasyon (Lehne ve diğ., 2001), alkali arıtma (Lin ve diğ., 2002; Chang ve diğ., 2002), Fenton arıtımı (Kaynak and Filibeli, 2008) termal arıtma (Barjenbruch ve diğ., 2003) ve enzim kullanımıyla biyolojik hidroliz (Ayol ve diğ., 2007; Lai ve diğ., 2001) birçok araştırmacı tarafından çamur dezentegrasyonu amacıyla pilot ölçekte ve laboratuvar ölçeğinde kullanılmıştır.

5.4.1.1.Çamurun Mekanik Olarak Arıtımı

Çamur, genellikle mikrobiyal hücreleri içerdiği için hücre duvarları, çamurun çürütülmesi sırasında hücre içinde bulunan organik maddelerin dışarı çıkmasını engelleyen fiziksel bir bariyer oluşturur. Anaerobik çürütme prosesinin verimliliğinin artırılması için bu prosesten önce çamurun mekanik olarak arıtılması hücre duvarlarının parçalanmasında kullanılan arıtma yöntemlerinden biridir (Kim ve diğ., 2010). Mekanik dezentegrasyon; vurgulu elektrik alanı, ultrasonik arıtma, öğütücü değirmenler, yüksek basınçlı homojenizatörler gibi sisteme basınç ya da enerji vererek katı maddelerin gerilip deforme olmalarını ve hücre duvarının bu şekilde parçalanmasını sağlayan yöntemleri kapsamaktadır (Chu ve diğ., 2001).

Dezentegrasyon işlemlerinin uygulanmasında dikkat edilmesi gereken en önemli noktalar; ilk yatırım maliyeti, işletme maliyeti ve sistemin verimidir. Yukarıda açıklanan mekanik dezentegrasyon yöntemleri enerji ihtiyaçları bakımından birbirleriyle kıyaslandığında lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ve karıştırıcı bilyeli değirmenler enerjiye en az ihtiyaç duyan sistemlerken, ultrasonik homojenizasyon ünitesi ise enerjiye en çok ihtiyaç duyan bir sistem olarak belirtilmektedir (Müller, 2000b).

Karıştırıcı bilyeli değirmenler:

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yaklaşık 1 m³ hacminde, içerisi tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşmaktadır. Bilyeler genelde 0.2–0.3 mm çapındaki taş malzemedir. Karıştırıcı değirmen içerisinde rotasyon sağlamaktadır. Mikroorganizma

dezintegrasyonu rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller, 2000b). Bu arıtma tekniğinde, mikroorganizmalar, öğütücü bilyelerin arasında birikmiş olan bir strese maruz kalır. Oluşan kinetik enerjinin küçük bilyelere ulaşması ile mikroorganizmalar birbiriyle çarpışmakta zorlanırlar. Mikrobiyal hücrelerin tahribi öğütücü bilyeleri ve koparma kuvvetlerinin farklı hızlarından kaynaklanmaktadır (Doğan ve Sanin 2009).

Döner bilyeli öğütücü ile çamur arıtıldığında koku problemi ile karşılaşılmaz, geliştirme ve iyileştirme çalışmalarında esnek işletme koşulları sağlanabilir. Bu ön arıtma tekniği ile öğütücü haznede zamanla aşınma meydana gelebilir, tıkanma problemleri yaşanabilir, sürtünmeden dolayı yüksek enerji kayıpları görülebilir ve ayrıca, diğer ön arıtma tekniklerini ile karşılaştırıldığında çamurun ayrıştırılma derecesinin düşük olduğunu gözlemlenmiştir.

Lee ve diğ. (2010b) tarafından yapılan çalışmada, bilyeli öğütme işlemi ve mangan katalitik ozonlama işlemi ön arıtımlarının çamur azaltımına etkisi araştırılmıştır. Bilyeli öğütücü ön arıtma sistemi çamurun çözünürlüğünün artırılması amacıyla, mangan katalitik ozonlama prosesi ise çamurun azaltılması amacıyla kullanılmıştır. Bilyeli öğütücülerle yapılan ön arıtma sonunda çözünmüş KOİ konsantrasyonunun 2000 mg/L'den 9000 mg/L'ye ulaştığı görülmüştür. KM değeri ise % 1'den % 4'e kadar artmıştır. Mangan katalitik ozonlama prosesi ile pH değerinin 3 ve 6 arasında değiştiği görülmüştür. Bu durumda, kimyasal olarak kullanılan HCl ve ozon dozu 0,2 gO₃/g-KM'dir. Optimum pH değeri olarak belirlenen 3 te AKM giderim verimi %45 iken, bilyeli öğütücü sistemi ile mangan katalitik ozonlama prosesinin beraber kullanıldığı durumda AKM giderim veriminin %60'a ulaştığı görülmüştür. Her iki arıtma yönteminin de aynı anda kullanıldığı bir sistemin giderim veriminin sadece mangan katalitik ozonlama prosesinin kullanıldığı sistem verimine oranla yaklaşık iki kat arttığı sonucuna varılmıştır.

Müller ve diğ. (2010) ise büyük ölçekli tesislerde uygulanabilen farklı dezintegrasyon yöntemlerini araştırmışlardır. Çalışmada iki döner bilyeli öğütücü, ozon oksidasyon, lizat santrifüj ve ultrasonik homojenizatör kullanılmış ve döner bilyeli değirmen dezintegrasyonu için iki farklı sistem incelenmiştir. İlk metotta bilye değirmenler sürekli sistem olarak tasarlanmış ve öğütme bölmesi içindeki bilyeler santrifüj ve ek bir elek aracılığı ile tutulmuştur. Bu sistem disk değirmen sistemi olarak tanımlanmış olup, motorun gücü 37 kW ve çevresel hızı 15 m/s olmaktadır. Diğer metotta ise öğütme bölmesi iki çift silindir içermektedir. Bu metot küresel bölme değirmen metodu olarak tanımlanmış olup, öğütme bölmesindeki bilyeler sadece santrifüj kuvvetleri ile kontrol edilmektedir. Sistemin motor gücü 30 kW ve çevresel

hızı 22 m/s'dir. Çalışmada farklı oranlarda çamur akış hızı (450 – 1300 l/h), askıda katı madde miktarı (5 – 25 g/l SS) ve bilye çapı (150-250 µm, 600-800µm) denenmiştir. Dezentegrasyon derecesi oksijen ihtiyacının ölçülmesi ile bulunmuş ve küresel bölme değirmen metodu için bu değer % 25, disk değirmen metodu için ise %60 olarak hesaplanmıştır. Çalışmada aynı dezentegrasyon derecesine ozon oksidasyonu ile de erişilmiştir.

Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi:

Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, çok kademeli bir yüksek basınç pompası ve bir homojenizasyon valfinden oluşmaktadır. Yüksek basınç pompası, 300 m/s hızındaki valf ile çamura gerilme uygulamakta ve çamur partikülleri içerisinde kavitasyon baloncukları oluşmaktadır. Bu baloncuklar sıcaklık ve basınç artışına neden olmakta ve çamur dezentegrasyonu için gerekli koşulları yaratmaktadır. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinde mikroorganizma dezentegrasyonu ani basınç salınımının yarattığı kavitasyon nedeniyle olmaktadır (Müller, 2000b). Bu proses ile anaerobik çürüme işleminde oluşan metan gazı miktarının % 30 oranında arttırılabileceği ve mineralize çamur miktarının % 23 oranında azaltılabileceği deneysel olarak belirlenmiştir (Onyeche, 2003). Yüksek basınçlı homojenizatör, kavitasyon kabarcıkları oluşturması ve çamurun sıcaklığının 40°C'ye yükselmesi bakımından ultrasonik arıtma ile benzerlik göstermektedir (Strünkmann ve diğ., 2006).

Nah ve diğ. (2000) atık aktif çamurun, pilot ölçekli anaerobik çürütme prosesinde yüksek basınçlı homojenizasyonunu araştırmışlardır. Çalışmada ön arıtım için bir yüksek basınç pompası, iğne valfi, nozüllü 30 L'lik tank ve çarpışma plakası kullanılmıştır. 14,000-18,000 mg/L toplam katı ve 10,000-12,000 mg/L uçucu katıya sahip yoğunlaştırılmış atık aktif çamur filtreye pompalanmış ve 0.098 inçlik nozüle gönderilmiştir. Çamurun basıncı 30 bar'a kadar çıkarılarak, çarpışma plakasına jet püskürtülmüştür. Bu çamur sürekli sistemde Kore'deki Chung- Nang evsel atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütücüsüne (2000 L) beslenmiştir. Çürütücüde atık aktif çamur/aşı oranı 1/1 olarak tutulmuş ve çürütücüler 35°C'de bir ay (15 günlük SRT'de) işletilmişlerdir. Çekilen mikrofotograflardan hücre yapısında tahribatın elde edildiği ve hücre içi maddelerin ortaya çıktığı gözlenmiştir. Çürütme sonrasında, gün içinde çamurdaki toplam katının 12,000-15,000 mg/L arasında, uçucu katının 7000-8000 mg/L arasında olduğu belirtilmiştir. Çözünmüş KOİ, çözünmüş TOK, protein, NH₃-N ve toplam fosfor konsantrasyonlarının ön arıtmadan geçmemiş çamura göre arttığı (çözünmüş KOİ ve çözünmüş TOK'un 5-7 kat, proteinler 2,5 kat, alkalinite, NH₃-N ve toplam fosforda %20kadar) görülmüştür. Gaz üretimi 790-850 L/kg uçucu katı giderilen ve uçucu katı giderimi %30 olarak

bulunmuştur. Bu değerlerin literatür verilerinden daha yüksek olduğu görülmektedir (yaklaşık 610 L/kg lık ve %24'lük uçucu katı giderimi). Gaz üretimindeki metan içeriği ise değişmemiştir. Ayrıca atık aktif çamurun 30 barlık ön arıtımda en iyi şekilde çözülebildiği görülmüştür. Bunlara ek olarak, anaerobik çürütmeden önce yapılan mekanik arıtma ile çürütücülerdeki çamur yaşının 13 günden 6 güne düşürülebildiği de çalışmada kanıtlanmıştır.

Elliott ve Mahmood'un (2007) yüksek basınçlı ön arıtım yöntemleri üzerine gerçekleştirdikleri çalışmada, değişik tekniklerin kullanılabileceği belirtilmiştir. İncelemeye göre ilk büyük ölçekli denemelerde evsel aerobik çamur, 30 barda çarpıştırma plakası ile çarpıştırılmıştır. Çözünmüş KOİ ve TOK değerlerinin 6 kat, çözünmüş proteinlerin 2,5 kat arttığı, %20 daha çok alkalinite, amonyak ve fosforun üretildiği ve mezofilik reaktör çürütme zamanının 13 günden 6 güne indiği gözlenmiştir. Onyecher firması tarafından geliştirilen başka bir teknikte çarpıştırma plakası, çarpıştırma çemberi ile değiştirilmiştir, bu da hızda yüksek bir artışa ve basınçta sert bir düşüşe neden olmaktadır. Oluşan basınç farkları kavitezyon kabarcıklarını ortaya çıkarmaktadır. Büyük ölçekli tesislerde anaerobik çürütme öncesi yüksek basınçlı homojenizatör kullanımı denenmiştir ve atık çamur oluşumunun % 23 kadar azaldığı ve gaz üretiminin %30 kadar arttığı bildirilmiştir. Büyük ölçekli çalışmalarda, homojenizatör uygulaması dezenteegrasyon öncesinde alkalinite eklenmesi şeklinde geliştirilmiştir. Bu teknolojiye göre ilk adımda alkalinite hücre zarlarının zayıflatılması ve viskozitesinin düşmesi için alkalinite eklenmektedir. İkinci adımda, çamur flokları homojenizatör tarafından askıda kalan maddenin % 80'i çözülene kadar dezentege edilmektedir. Bu teknik ile uçucu katı miktarında %18'den %78'e artış gözlemlenebilmiştir. İncelemede, farklı bir yaklaşım olarak Biogest Crown Dezenteegrasyon Sistemi de işlenmektedir. Sistem hızlı basınç salınımları ile mikroorganizma hücrelerini tahrip etmekte ve çamur anaerobik çürütücüye girmeden homojenizatör içinden üç kere geçmektedir. Çalışmada, katı maddenin %20 oranında azaldığı ve gaz üretiminin %30 oranında artış gösterdiği gözlenmiştir. Alternatif bir sistem olarak, Sheppard ve Rigden çarpışma çemberinin kullanılmasının tekrar kullanılabilen CO₂'in çamura enjekte edilmesi ile değiştirilmesini denemiştir. Bu uygulama, basınç salınımindan önce çamuru aşırı doygunluğa getirmektedir, çözünmüş CO₂ hacmi arttırmakta ve hücre parçalanmasına yol açan yüksek kayma gerilmelerine neden olmaktadır. Buna ek olarak, sistemin enerji gereksinimleri de düşüktür.

Rai ve Rao (2009) arıtma tesislerinde çamur miktarını azaltmak amacıyla yaptıkları çalışmada yüksek basınçlı homojenizasyon dezenteegrasyon yöntemini kullanmışlardır. Çalışmada yüksek basınç/enerji uygulaması ile substratı karbondioksit çevirecek enerji sağlanarak mikrobiyal

büyümenin sınırlandırılması hedeflenmiş, mikrobiyal aktivite, partikül boyutu ve toplam organik madde parametreleri kontrol edilmiştir. Çamur sisteme taş ve yabancı maddelerden ayırmak için 500 µm elekten geçirildikten sonra 4,2 gr/kgKM içeriği ile beslenmiştir. Değeri yaklaşık 3500 kJ/kg'lik enerji uygulaması ile büyük ölçüde azalan partikül boyutu, enerjinin arttırılmasıyla daha da azalmıştır. Buna paralel olarak, başlangıçta 3500 kJ/kg'lik enerji uygulaması ile %53 dezentegrasyon oranı elde edilirken enerjinin yaklaşık 2 kat arttırılmasıyla %77'lik, 6 kat (18000 kJ/kg) arttırılması ile de %98'lik verim elde edilmiştir. Çözünmüş KOİ artışı ise ilk enerji değerinde %8 iken en yüksek enerji uygulaması ile %29'a artmıştır. Çalışmada ayrıca, mikrobiyal büyümedeki azalmayı gözlemlemek amacıyla ham çamur ve 4 farklı basınçta dezentegrasyon uygulanmış çamur numuneleri ile respirometrik analizler yapılmıştır. Ham çamurda Oksijen Tüketim Hızı (OTH) hemen artıp zamanla azalırken, basınç uygulanmış çamurda OTH'de artış 100. ve 400. dakikalarda gözlenmiştir. Bu durum yüksek basınç uygulamasında mikroorganizmaların aklimasyon süresini de uzattığını göstermektedir. Basıncın arttırılmasıyla büyüme hızlarının (Y_{NH}) ve toplam organik madde miktarının azaldığı saptanmıştır. Sonuç olarak geri devir çamurunda yüksek basınçlı dezentegrasyon uygulamasının mikrobiyal büyüme hızını arttıracığı ve çamur miktarının azaltılabileceği belirtilmiştir.

Santrifüj yoğunlaştırıcı:

Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezentegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine entegre edilen özel parçalayıcılar olan lysate halkaları ile hücre dezentegrasyonu gerçekleşir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanır. Dezentegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta ancak buna bağlı olarak oldukça düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter, 2002; Roxburgh ve diğ., 2006). Bu işlemin uygulanabilmesi için santrifüjün dönme oranı 1500 ile 3000 rpm arasında olmalıdır (Lysatec Resmi Anasayfası, 2010).

M. Dohányos (2004) tam ölçekli bir lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ile yaptığı çalışmada, dezentegrasyon düzeneği monte edilmiş olan santrifüj kullanımıyla özgül biyogaz üretiminin büyük ölçekli bir arıtma tesisinde % 7,5, orta ölçekli bir arıtma tesisinde ise % 26 oranında arttığını ifade etmiştir. Almanya'da gerçek ölçekli birçok arıtma tesislerinde anaerobik çürütücü için bir ön arıtma işlemi olarak uygulanan Lysate santrifüj yoğunlaştırıcıların %16-18 aralığında dezentegrasyon derecesine ulaştığı, %16-30 aralığında biyogaz verimi artışına neden olduğu ve çürümüş çamurda organik madde içeriğinde yaklaşık %6 oranında bir azalma

sağladığı belirtilmektedir (Zabranska ve diğ., 2006; www.kemwater.com; www.rwzi.nl/stowa; www.lysatec.com). Ekonomik açıdan değerlendirildiğinde, Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı kullanımıyla, gerekli enerji maliyeti, bertaraf maliyeti ve santrifüjün çalışma periyodu göz önünde bulundurulduğunda 100.000 tasarım nüfusuna sahip bir arıtma tesisi için 40.000 Euro/yıl tasarruf sağlayabilmektedir (Otte-Witte ve diğ., 2000).

Atıksu arıtma tesisi son çökeltim çamurunun çürütülmesinde biyogaz üretimini arttırmak amacıyla Åkerlund (2008) tarafından yapılan çalışmada ise, çamura yoğunlaştırmaya alınmadan önce mekanik yöntem olan döner bıçaklı dezentegrasyon yöntemi uygulanmıştır. Daha sonra bu çamur ön çökeltim çamur ile birleştirilerek çürütücüye verilmiştir. Dezentegrasyon ile çamurun daha kolay pompalanacağı, santrifüj ile yoğunlaştırmanın daha etkin olacağı ve buna bağlı olarak daha fazla KM içeren ve daha az hacimli olan yoğunlaştırılmış çamur elde edileceği, hidrolik bekletme süresi arttırılarak çürütme veriminin ve biyogaz miktarının arttırılabileceği ve çürütücüye dışarıdan organik yükleme yapılabileceği ön görülmüştür. Çalışmada biyogaz miktarı için spesifik metan potansiyeli ve çamur hacminin belirlenmesi için çamur viskozitesi kontrol edilmiş ve sonuçta tesisin enerji dengesi oluşturularak dezentegrasyonun avantajları ve dezavantajları araştırılmıştır. Sonuçta dezentegrasyon oranı sadece santrifüj ile ortalama %0,4 iken, mekanik dezentegrasyon uygulaması ile bu oran %1,6'a yükselmiştir. Dezentegrasyon ile KM oranı %6-7'ye yükselen yoğunlaştırılmış çamurun viskozitesinin azalmasıyla pompalanmasında problem yaşanmadığı ifade edilmiştir. Ancak, laboratuvar ölçekli yapılan bu çalışmada dezentegrasyonda ki döner bıçakların hücre duvarlarını parçalamada fazla başarılı olmadığı buna bağlı olarak çürütücü girişinde çözülmüş KOİ değerlerinin yeterince artmadığı ve metan üretiminin dezentegrasyon ile desteklenmediği belirlenmiştir. Ayrıca, ön çökeltim çamuru arıtımında da iyileşme gözlenmemiştir. Tesis enerji dengesi yapıldığında yoğunlaştırılmış çamur debisinin azalmasıyla çürütücüye daha fazla organik yükleme yapılabileceği ve elde edilecek enerjinin artacağı ortaya konmuştur. Ancak, bu sonucun dezentegrasyon ünitesinin maliyetleri göz önünde tutularak değerlendirilmesi gerektiği ortaya konmuştur.

Deflaker diskleri:

Soares ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada, beş farklı evsel atıksu arıtma tesisinden alınan ön çökeltim çamuru örneklerinin anaerobik koşullarda fermentasyonu sonucunda oluşan ürünleri ile 1 m³lük biyolojik nütrient giderimi yapan pilot arıtma tesisi yoğunlaştırılmış çamur örneğinin, 30 kW güce sahip bir deflaker yardımıyla mekanik dezentegrasyonun biyolojik nütrient giderimine etkisi araştırılmıştır. Fermentasyon prosesi 4 günlük bekleme süresinde, oda

sıcaklığında (20-23°C) gerçekleştirilmiştir. Fermentasyon prosesi sonunda uçucu yağ asitleri (UYA) konsantrasyonu 3,5 g/L'den 8,8 g/L'ye çıkmıştır. Asetik ve propiyonik asitin oluşan baskın ürünler olduğu görülmüştür. Deflaker yardımıyla gerçekleştirilen mekanik dezentegrasyon sonucunda ise UYA konsantrasyonu 19 mg/L'den 530 mg/L'ye, Çözünmüş KOİ konsantrasyonu ise 159 mg/L'den 500 mg/L'ye çıkmıştır. Fosfor salınımı ve denitrifikasyon testleri 25°C sıcaklıkta 2,5 litrelik cam kaplarda gerçekleştirilmiştir. Fosfor salınımı testi için birinci cam kap kontrol amaçlı kullanılmış ve dışarıdan karbon kaynağı eklenmemiştir. İkinci cam kap ise 10 mg/L asetat ile beslenmiştir. Üçüncü, dördüncü ve beşinci cam kaplar; fermente olmuş birincil çamur, deflaker ile dezentegre olmuş çamur ve bu çamurun üst fazının karıştırılması ile oluşan karışım ile beslenmiştir. Denitrifikasyon testi ise 20 saatlik bir sürede gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmaların sonucunda, hem ön çökeltim çamurunun fermentasyon prosesine alınması hem de biyolojik çamurun deflaker ile dezentegrasyonu, son ürünlerde UYA ve Çözünmüş KOİ konsantrasyonlarını arttırmıştır. Ayrıca, biyolojik nütrient giderimi için UYA'ların uygun bir karbon kaynağı olduğu ve olumsuz bir etkisinin olmadığı, fosfor salınımını ve denitrifikasyon verimini arttırdığı görülmüştür.

Sundin (2008) tarafından yapılan çalışmada Stockholm'de bulunan atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütücülerinin veriminin artırılması amacıyla arıtmaçamuruna farklı ön arıtma metotları uygulanmıştır. Kasım 2007'de ön çökeltim çamuru ve biyolojik arıtma çamurlarının dezentegrasyonu, Mayıs 2008'de ise ön çökeltim çamuru, biyolojik arıtma çamuru ve çürütülmüş çamurların dezentegrasyonu yapılmıştır. Her iki çalışmada da, genellikle kağıt endüstrisinde öğütme amacıyla 20 L/sn kapasiteli Krima (Öğütücü) Sistemi kullanılmıştır. Bu ekipmanın tercih edilmesinin sebebi, çamurun parçalanabilir özelliğinin arttırılmak istenmesidir. Ayrıca, Mayıs 2008'de yapılan çalışmada Krima Sisteminin yanında daha düşük güç harcamasından dolayı Grubbens Deflaker de kullanılmıştır. Yapılan çalışmaların sonucunda, Krima Sistemiyle parçalanmış biyolojik çamurun metan üretiminde %33 artış sağlandığı, Grubbens Deflaker Sisteminin de aynı verimi sağladığı ancak daha düşük yatırım maliyetinin olduğu sonucuna varılmıştır. Çürütülmüş çamurun mekanik dezentegrasyonu sonucunda ise toplam gaz üretiminde %9 artış saptanmıştır. Ön çökeltim çamurunun dezentegrasyonu sonucunda daha yüksek gaz üretimi gerçekleşmiştir. Bunun nedeni, ön çökeltim çamurunun yüksek yağ ve kolay ayrışabilir organik maddeler içermesidir. Çürütücülerde dezentegrasyon işlemi ikinci çürütücüden birinci çürütücüye geri döndürülen geri devir hattında uygulanması gerektiği ayrıca, Grubbens Deflaker Sisteminin geri ödeme

süresinin, Krıma Sistemine göre bir seneden daha az olduğu ve düşük yatırım maliyeti, düşük güç harcaması nedeniyle daha tercih edilebilir bir teknoloji olduğu sonucuna varılmıştır.

Machnicka ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada, aktif çamurun anaerobik stabilizasyonundahidrokinamik dezentegrasyonun etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmayla birlikte, hidrokinamik dezentegrasyonun çamurun anaerobik stabilizasyon hızında pozitif etkiye sahip olduğu sonucuna varılmıştır. Dezentegrasyon sonunda organik maddenin ve polimerlerin katı fazdan sıvı faza geçişi ile özünmüş KOİ değerinde 42 mg/L'den 326 mg/L'ye ulaşan bir artış görülmüştür. Dezentegre olmuş çamurun anaerobik olarak kolay ayrışabilmesinin yanında, aktif çamurda bulunan mikroorganizma hücrelerinin de anaerobik ürütme prosesine katılımıyla biyogaz miktarında artış görülmüştür. Sonuç olarak, hidrokinamik dezentegrasyon yönteminin aktif çamur içerisinde bulunan mikroorganizmaları parçalamak için uygun bir metot olduğu belirtilmiştir. Dezentegre olmuş çamurun anaerobik prosese farklı hacimlerde (% 10, % 20, % 30) beslenmesi ile biyogaz üretiminde sırasıyla % 22, % 95 ve % 131'lik artışlar gözlenmiş ve bu metodun anaerobik stabilizasyonverimini arttırdığı saptanmıştır.

Elektrokimyasal ön arıtma:

Song ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada, aerobik ürütme prosesi öncesinde bir çift elektrot yardımıyla çamura uygulanan elektrokimyasal ön arıtma yönteminin etkisi araştırılmıştır. Farklı işletme koşullarının etkisi (elektroliz süresi, elektrik gücü, akım yoğunluğu, çamurun başlangıç pH'ı ve çamurun başlangıç konsantrasyonu) incelenmiştir. Bu çalışmada, çamur miktarındaki azalmanın elektroliz süresi, elektrik gücü ya da akım yoğunluğu ile arttığı ve çamur katı madde konsantrasyonundaki artış ile düştüğu görülmüştür. Örnek olarak atılan çamur konsantrasyonunun 12,9 g/L, elektroliz süresinin 30 dakika, elektrik gücünün 5 Watt ve çamur başlangıç pH'nın 10 olduğu bir sistemde; elektrokimyasal ön arıtma sonunda, UKM ve UAKM giderim verimleri sırasıyla % 2,75 ve % 7,87 olarak bulunmuştur. Buna müteakip, çamur yaşı 17,5 gün olan bir sistemde, aerobik çürütülmüş amurun UKM ve UAKM giderim verimleri sırasıyla % 34,25 ve % 39,59 ölçülmüştür. Elektrokimyasal ön arıtmanın, atık çamur içerisindeki bakteri hücrelerini parçaladığı ve bakterilerin hücre içi materyallerini çözünebilir hale getirdiği (özellikle protein ve polisakkaritler), Taramalı Elektron Mikroskopu ve İnfared Spektroskopisi kullanılarak saptanmıştır. Elektrokimyasal ön arıtma, bu özelliği ile aerobik ürütme prosesi verimini önemli ölçüde arttırmıştır. Ayrıca elektrokimsayal ön arıtma sonrasında; UKM, UAKM ve özünmüş KOİ (değerlerinin elektroliz süresi, elektrik gücü ve Na₂SO₄ (Sodyum Sülfat) kimyasalının eklenmesi ile artış gösterdiği sonucuna varılmıştır. Aynı zamanda, aerobik ürütme prosesi için yaklaşık 23,5 günlük bir çamur yaşı gerekirken, bu

değerin 17,5 güne düşürülebildiği ve bu durumda UKM, UAKM giderim verimlerinin artış gösterdiği saptanmıştır.

Ultrasonik arıtma:

Ultrasonik ön arıtım, çamurun ayrıştırılmasında kullanılan alternatif arıtma tekniklerinden biridir. Ultrasonik ön arıtma, frekans, sonikasyon gücü ve sonikasyon zamanı gibi çeşitli parametrelere bağlı olarak çamuru ayrıştırmaktadır. Bu ön arıtım, arıtma zamanı ve gücüne göre değişen ultrasonikatör kullanılarak uygulanmaktadır. Düşük frekanslarda avantaj sağlayan kavitasyon ve yüksek frekanslarda $\text{OH}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$, H radikallerden kaynaklanan kimyasal reaksiyonlar olmak üzere ultrasonik ön arıtmada iki önemli mekanizma vardır (Kim ve diğ., 2010). Çamurun kimyasal olarak arıtılmasının aksine, çamurda ultrasonik ön arıtımın kullanılması ilave kimyasalın eklenmesini veya kimyasalın uzaklaştırılmasını gerektirmemektedir.

Ultrasonik işlem sıvı fazda kabarcık oluşumuna sebep olmaktadır. Bu kabarcıklar belirli (kritik) bir büyüklüğe ulaştıklarında sönerler. Kabarcıkların sönmeye sıvı-gaz ara yüzeyinde bölgesel bir sıcaklık artışına ve yüksek basınca, sıvı fazda ise türbülansa ve kayma gerilmelerine neden olur. Bu olağandışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanır (Bougrier ve diğ., 2005).

Ultrasonik arıtma kullanılarak yapılan çamur dezentegrasyonunda aşağıda belirtilen dört yol etkili olmaktadır (Wang ve diğ., 2005):

1. Hidro-mekanik kayma gerilmeleri
2. Ultrasonik radyasyon altında üretilen $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{H}$, $\cdot\text{N}$, $\cdot\text{O}$ radikallerinin oksitleyici etkisi
3. Çamur içinde yer alan hidrofobik maddelerin termal ayrışması
4. Ultrasonik çamur dezentegrasyonu süresince meydana gelen sıcaklık artışı.

Yukarıda verilen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma gerilmelerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki madde çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan $\cdot\text{OH}$ radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde $\cdot\text{OH}$ radikalinin oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang ve diğ., 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile stoplazmik membrandaki yağ çözülmekte ve membran üzerinde küçük delikler oluşturmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçekleşmektedir. Ancak çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık

aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması sebebiyle bu yolla gerçekleşen dezentegrasyon da ihmal edilebilecek düzeydedir. Sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb) ultrasonik arıtma mekanizması etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır (Lehne ve diğ., 2001). Sisteme verilen enerji arttırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artar. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Gonze ve diğ., 1999). Daha önce yapılmış olan çalışmalar, 20 kHz gibi düşük ultrasonik frekansların arıtma çamuru dezentegrasyonunda oldukça etkili olduğunu göstermiştir (Salsabil ve diğ., 2009; Gonze ve diğ., 2003; Zhang ve diğ., 2008). Çamurun başlangıç katı madde konsantrasyonu, güç yoğunluğu, ultrasonik arıtma uygulama süresinin flok dezentegrasyonu üzerine etkisi birçok araştırmacı tarafından değerlendirilmiştir (Chu ve diğ., 2001; Show ve diğ., 2007; Pham ve diğ., 2009; Xie ve diğ., 2009). Yapılan çalışmalar düşük yoğunluk, uzun uygulama sürelerinin, yüksek yoğunluk ve kısa uygulama sürelerinden daha etkili olduğunu göstermiştir (Zhang ve diğ., 2007; Huan ve diğ., 2009). Ultrasonik arıtma, anaerobik çürütücüdeki bakteri aktivitesini etkilemektedir. Düşük şiddetli ultrasonik arıtma uygulaması (0.2 W/cm^2), anaerobik çürüme süresince bakteri aktivitesini geliştirirken 0.2 W/cm^2 üzerindeki ultrasonik arıtma uygulaması çamurdaki bakteriyel aktiviteyi inhibe etmektedir (Xie ve diğ., 2009). 9690 kJ/kg özgül enerji uygulanarak ultrasonik arıtma işlemine tabi tutulan çamurların verildiği laboratuvar ölçekli aerobik çürütücü reaktörde bakteri aktivitesinin artırdığı belirlenmiştir (Erden ve Filibeli., 2010). Çamurların su verme özellikleri ile ilgili yapılan çalışmalarda, ultrasonik ön arıtma işleminin çamurların filtrelenebilirlik özelliğini azalttığı ve dezentegrasyon derecesi ile çamurların filtrelenebilirlik özelliği arasında yüksek bir korelasyonun bulunduğu belirlenmiştir. Düşük dezentegrasyon dereceleri çamur filtrelenebilirliği üzerinde önemli bir etkiye sahip olmazken; yüksek dezentegrasyon değerlerine ulaşıldığında çamurların filtrelenebilme özelliği bozulmaktadır (Erden ve Filibeli, 2010a). Buna ek olarak, ultrasonik ön arıtma uygulaması ile sıcaklığın 70°C 'nin üzerine çıkması, termal şartlandırma etkisi yaratmakta ve yeniden flok oluşumuna neden olabilmektedir (Apul ve Sanin, 2010).

Braguglia ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada kuru ham çamura enerji yüklemesi $0,7 \text{ kWsa/kg}$ (2500 kJ/kg) ve $1,4 \text{ kWsa/kg}$ (5000 kJ/kg) olacak şekilde 2 ve 4 dakikalık sonikasyon uygulanmış ve farklı organik yükleme hızlarıyla (OYH) çamurun yarı kesikli anaerobik çürütme verimi incelenmiştir. 5000 kJ/kgKM enerji ve $0,7 \text{ gUKM/L.gün}$ organik yüklemeye işletilen anaerobik çürütücüde hidrolik bekletme süresi 20 gün olarak uygulandığında UKM

gideriminin %39 oranında olduğu tespit edilmiştir. Ultrason işleminin uygulanmadığı ham çamurda bu oran %36 mertebesinde kalmıştır. Organik yükleme hızı iki katına çıkartılıp hidrolik bekletme süresi yarıya indirildiği durumda ise ham çamurun UKM giderimi %31 olurken; ultrasonik ön arıtma ile bu oran %33'e yükseltilmiştir. Biyolojik metan potansiyeli ise düşük organik yüklemelerde $0,55 \text{ Nm}^3/\text{kgUKM}_{\text{giderilen}}$ elde edilirken ultrasonik ön arıtma ile $0,7 \text{ Nm}^3/\text{kgUKM}_{\text{giderilen}}$ seviyesine ulaşmıştır. Yüksek organik yükleme (1,4 gUKM/L.gün), düşük hidrolik bekletme süresi (10 gün) ve dezentegrasyon derecesi %4 azaltıldığında UKM giderimi %30'dan %35'e ulaşmıştır. Bu bilgiler eşliğinde arıtım performansının organik yükleme hızına bağlı olduğu ve en iyi arıtımın %39 UKM giderimi ile %8 dezentegrasyon derecesinde düşük organik yüklemelerde ve 20 günlük hidrolik bekletme süresinde sağlandığı belirlenmiştir. Spesifik metan potansiyelinin ise dezentegrasyon derecesi ve organik yükleme hızından bağımsız olduğu ve düşük OYH, %8 sonikasyon derecesinde çamur ve reaktörlerin ısınması için yeterli biyogaz üretiminin sağlandığı belirlenmiştir.

Cao ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada ham çamur ve yoğunlaştırılmış çamura farklı sonikasyon süresi, ultrasonik şiddet ve arıtım oranları uygulanarak çamurdaki çözülmüş KOİ/ toplam KOİ ve partiküler madde boyut dağılımı araştırılmıştır. Çalışmalar, sonikasyon süresinin 0-45 dakika arasında değiştiği zaman aralığında; 0,25, 0,35 ve 0,5 W/ml ultrasonik şiddette ve %50, %75 ve %100 arıtma oranlarında uygulanmış olup KOİ, BOİ, UKM parametrelerindeki değişimler izlenmiştir. 0,25 W/ml sonifikasyon şiddetinde 1 dakika sonikasyon süresi sonunda flok yapıları incelendiğinde flok yapısının kaybolmaya başlamasına rağmen ana yapının korunduğu tespit edilmiştir. Sonikasyon süresinin 10 dakikaya çıkarılması ile flokların çoğunun parçalandığı, 30 dakikalık sonikasyon süresinde ise flok yapıların tamamen parçalandığı görülmüştür. Ham çamurun partikül çapı %70 oranında $200 \mu\text{m}$ 'dan büyük iken, 30 saniyelik sonifikasyon süresi sonunda bu oranın %10 mertebesinde olup partikül çap yoğunluğunun $100 \mu\text{m}$ ile $200 \mu\text{m}$ arasında değiştiği ve 2 dakikalık sonikasyondan sonra partikül çap yoğunluğu $76 \mu\text{m}$ ' dan küçük olduğu tespit edilmiştir. Çözülmüş KOİ/ toplam KOİ oranının ultrasonik şiddetin artmasından negatif etkilendiği tespit edilmiş ve bundan ötürü en düşük ultrasonik şiddet olarak 0,25 W/ml uygulanmıştır. En yüksek çözülmüş KOİ/ toplam KOİ oranı 30 dakikalık arıtma sonunda %80 olarak bulunmuş ve %50 arıtma oranında da bu değer korunmuştur.

Nickel ve Neis (2007) tarafından yapılan çalışmada biyolojik çamura ultrasonik dezentegrasyon işlemi uygulanarak bu işlemin anaerobik giderim verimine etkisi incelenmiştir. Ultrasonik dezentegrasyon uygulanarak çürütücülerin hacminin azaltılması ve yüksek mertebelerde

biyolojik bozunmaya ulaşmak amaçlanmıştır. Yapılan çalışmalarda ultrasonikasyon işlemi 31 kHz ultrasonik frekans, 10 W/cm² ultrasonik şiddette ve 90 saniye süren sonifikasyon süresinde gerçekleştirilmiştir. Kontrol amaçlı olmak üzere 8 ve 16 gün çamur bekletme sürelerine (ÇBS) sahip 2 adet reaktör konvansiyonel olarak işletilmiş, ultrasonik arıtma sonrası için uygulanmak üzere 4, 8 ve 16 gün çamur bekletme sürelerine sahip 3 farklı fermentör kurulmuştur. Çalışmada 16 gün çamur bekletme süresine sahip fermentörde ultrasonik dezentegrasyon işlemi ile kontrol reaktörüne göre biyolojik bozunma hızı %30 artmış ve çıkış UKM miktarı %14 azalmıştır. 8 günlük çamur bekletme süresinde işletilen fermentörde ise ultrasonik dezentegrasyon ile UKM giderimi ham çamura göre %40 oranında artmıştır. En yüksek uçucu madde giderimi ise en kısa çamur bekletme süresine sahip olan fermentörde gerçekleşmiştir. 16 gün çamur bekletme süresine sahip olan kontrol reaktörü ile yapılan karşılaştırmada spesifik hacimsel azalma oranı 3,93 olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, ultrasonikasyon işlemi ön arıtma olarak kullanıldığında anaerobik giderim hızının artmasına paralel olarak biogas üretiminde de artış gözlenmiştir. Biyogaz üretim oranları incelendiğinde ise ÇBS=16 gün olan kontrol reaktöründe biyogaz üretimi 0,19 m³/m³gün iken ultrasonikasyon işlemi ile 0,21 m³/m³gün seviyelerine ulaşmıştır. ÇBS=8 gün ve ÇBS=4 gün olan kontrol reaktörlerinde de biyogaz üretimi sırasıyla 0,31 m³/m³gün ve 0,36 m³/m³gün olarak belirlenirken; ultrasonikasyon ön arıtım işlemine tabi tutulan, ÇBS=4 gün olan fermentörlerde biyogaz üretim oranı 0,52 m³/m³gün olarak belirlenmiştir. Birinci derece kinetik sabiti incelendiğinde ise konvansiyonel ön arıtımsız reaktörde bu oran 0,26 m³/m³.gün olarak tespit edilirken, ultrasonikasyon ön arıtımında bu oran 0,52 m³/m³.gün olmuştur. Ayrıca ultrasonikasyon işlemi biyolojik olarak arıtılmayan organik madde oranı da %60 seviyesinden %52'ye azaltmıştır.

Show ve diğ. (2007) yaptığı çalışmada ön çökeltimçamuru (birincil çamur) ve atık aktif çamur (son çökeltim çamuru) kullanılarak ultrasonik enerji süresinin, ultrasonik enerji yoğunluğunun, çamur tipinin ve çamurun katı madde içeriğinin ultrasonik arıtıma etkisi araştırılmıştır. Ultrasonik enerji süresi 0,5 dakika ile 15 dakika arasında değiştirilerek yapılan çalışmada 1 dakikalık ultrasonik enerji süresi sonunda 4,4 µm'dan büyük partiküllerin yüksek miktarda ayrışabildiği, ancak 4,4 µm'dan küçük partiküllerin güçlü bir yapıya sahip olduğu ve ayrışmaya direnç gösterdiği tespit edilmiştir. Yapılan enerji maliyet optimizasyonu ile en iyi sonuçların 1 dakika süren ultrasonikasyon sonrası gerçekleştiği belirlenmiştir. Partikül boyutu kısa ultrasonikasyon sürelerinde büyük aralıklarda gözlemlenmiş ve bunun geçici kabarcıklardan dolayı oluşan boşluklardan kaynaklanabileceği vurgulanmıştır. Ultrasonik yoğunluk 0,18 ile 0,52 W/ml arasında değiştirilerek enerji maliyeti açısından optimum noktaya

ulaşılmak istenmiştir. Yüksek ultrasonik yoğunlukta (0,52 W/ml) partikül büyüklüğünün 49 µm'dan 9 µm'a düştüğü tespit edilirken, 0,18 W/ml ultrasonik yoğunluk uygulandığında partiküler büyüklüğün 19 µm' dan büyük kaldığı görülmüştür. Düşen partikül büyüklüğü ile beraber çözünmüş KOİ'de de artış gözlemlenmiştir. Çamur tipinin arıtıma etkisi incelendiğinde son çökeltim çamurunun ultrasonik arıtıma daha uygun olduğu tespit edilmiştir. Optimum katı madde içeriği ise %2,3-3,2 aralığında tespit edilmiş olup sonikasyon prosesinin ultrasonik yoğunluk artırılarak ve sonikasyon süresi kısaltılarak optimize edilebileceği belirtilmiştir.

Moonkhum (2007) tarafından yapılan çalışmada %3 katı madde içeriğine sahip aktif çamurun 10 günlük ve 20 günlük çamur bekletme sürelerinde (ÇBS) aerobik arıtımında ultrasonik ön arıtmanın etkisi incelenmiştir. Aktif çamur sistemi 150 saniye boyunca 1,9 W/ml ultrasonik yoğunlukta 20 kHz frekansta ve 9,5 kJ/kgKM özgül enerji yüklemesiyle ultrasonikasyon işlemine tabi tutulmuştur. Ultrasonik ön arıtmanın daha iyi bir aerobik arıtımın gerçekleşmesine ve bunun sonucunda çözünmüş organik karbon gideriminin artmasına yardımcı olduğu gözlemlenmiştir. 10 günlük çamur bekletme süresinde işletilen reaktörde karbon gideriminin kesikli reaktörde %26, tam akışlı reaktörde %28 arttığı gözlemlenmiştir. 20 günlük çamur bekletme sürelerindeki artışlar ise kesikli reaktörde %20, tam akışlı reaktörde %23 olarak hesaplanmıştır. madde giderimindeki artışlar ise kontrol reaktörüne kıyasla kesikli sistemde 10 gün ÇBS için %46, 20 gün ÇBS için %32, sürekli sistemde 10 gün ÇBS için %50, 20 gün ÇBS için ise %36 olarak hesaplanmıştır. Sürekli reaktör daha yüksek çözünmüş karbon giderimine ve organik madde giderimine sahip olmasına rağmen gerçek ölçekli sistemlerde daha az enerji harcayan kesikli reaktörler kullanılmaktadır. Ayrıca yüksek nitrat konsantrasyonlarının gözlemlenmesi ultrasonik ön arıtmanın nitrifikasyonu arttırdığını düşündürmektedir. Yapılan çalışmalarda ultrasonik ön arıtmanın çamurun susuzlaşma özelliğine bir etkisi olmadığı belirtilmiştir.

Xie ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada ultrasonik dezentegrasyonun tropik koşullarda tam ölçekli bir tesiste çamur ön arıtma işlemi olarak kullanılmasının çamur arıtımına ve biyogaz üretimine etkisi araştırılmıştır. Çalışma 5000 m³'lük yumurta kesitli anaerobik çürütücüde 1/3 oranında ön çökeltim çamur ve 2/3 oranında son çökeltim çamuru olacak şekilde günlük 200 m³ besleme ile 20 kHz frekansta yapılmıştır. Beş aylık işletme periyodu sonunda biyogaz üretiminin %45 oranında arttığı; biyogaz içeriğinin ise herhangi bir değişime uğramadığı gözlemlenmiştir. Üretilen birim m³ metan gazı için 2,2 kWsa üretim olduğu kabul edilerek net enerji kazanım oranı 2,5 olarak hesaplanmıştır. Ultrasonik dezentegrasyonun ön arıtma işlemi

olarak kullanımının optimum koşulda çamur katı madde giderimini %30 oranında arttırmakta olduğu tespit edilmiştir.

Zhang ve diğ. (2007) ultrasonik ön arıtma işleminde çözünmüş KOİ konsantrasyonundaki değişimi, üst fazdaki nükleik asit ve protein konsantrasyonunu, çamurun biyolojik aktivitesini ve içerdiği katı madde miktarını araştırmışlardır. Sonikasyon süresinin ve yoğunluğunun artmasıyla birlikte çözünmüş KOİ, üst fazdaki protein ve nükleik asit konsantrasyonu, çamur inaktivasyon derecesinin arttığı ve çamur kütesinin kaybının etkili bir şekilde olduğu gözlemlenmiştir. 0,5 W/ml yoğunlukta ve 30 dakika sonikasyon süresince çamur kütesi kaybı %23,9 ve çamur dezentegrasyon derecesi %30,1 olarak bulunmuştur. Biyokütleinin neredeyse tamamı inaktif hale geldiği için çamurun oksijen tüketim hızının %95,5 oranında düştüğü gözlemlenmiştir. Yapılan bu çalışmada, hücre metabolizmasını çamur yapısına zarar vermeden inaktive eden kimyasallarında ortamda bulunmasından dolayı çamur inaktivasyon verimi (%95,5) ile çamur dezentegrasyon derecesi (%30,1) arasında büyük bir fark olduğu vurgulanmıştır.

Akın (2008) tarafından farklı katı madde konsantrasyonlarında, düşük ultrasonik frekansta (20 kHz) ve sabit büyüklükte (%50) aktif çamurun dezentegrasyon kapasitesi araştırılmıştır. Ultrasonik yoğunluk, çözünmüş KOİ salınımı ve çamur dezentegrasyonu üzerinde etkili olurken, ultrasonik enerjinin protein salınımında etkili olduğu anlaşılmıştır. Toplam katı madde içeriği %2 olan aktif çamura 5 kW/gKM ultrasonik enerji uygulandığı zaman en yüksek çözünmüş KOİ salınımının (329 mgKOİ/gKM) açığa çıktığı gözlemlenmiştir. Toplam katı madde içeriği %4'den %6'ya çıktığı zaman çözünmüş KOİ salınımı 248,5 mg KOİ/g KM'den 124,2 mg KOİ/g KM'ye düşmüştür. En yüksek protein salınımı (80,7 mg/gKM) ise toplam katı madde içeriği %2 olan aktif çamura 10 kW/gKM ultrasonik enerji uygulandığında elde edilmiştir.

Appels ve diğ. (2008) aktif çamurun anaerobik çürütücülerde en uygun koşullarda çürütülebilmesi amacıyla sonikasyon işleminin etkisini araştırmışlardır. Ultrasonik enerji arttıkça, hücre parçalanması gerçekleşeceğinden ortamda daha az uçucu yağ asidi oluşmakta ve çözünmüş KOİ türleri önemli miktarda artmaktadır. Oluşan KOİ'nin büyük bir kısmı biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeye dönüştüğü için ortamdaki BOİ konsantrasyonu artmaktadır. Sisteme 1248 kJ/kgKM ultrasonik enerji verildiğinde en yüksek uçucu yağ asidi konsantrasyonuna (565 mg/L) ulaşılmış ve 2689 ml biyogaz oluştuğu belirlenmiştir. 1248 kJ/kgKM ultrasonik enerjiden sonra oluşan uçucu yağ asidi konsantrasyonunun düştüğü gözlemlenmiştir. En yüksek biyogaz üretimi (3570 ml) ise en düşük ultrasonik enerji (168

kJ/kgKM) uygulandığında görülmüştür. Yapılan bu çalışmanın sonucunda, düşük ultrasonik enerji değerlerinde biyogaz üretiminin %20-%45 oranında arttığı sonucuna varılmıştır.

Yin ve diğ. (2008) tarafından ham çamurun 2 kademeli anaerobik çürütücüde ultrasonik (40 kHz, 50 W) ve kireç (560 mg/L) ile birlikte mezofilik koşullarda (35±1 °C) ön arıtımı araştırılmıştır. Anaerobik arıtma prosesi 1,1±0,2 gUKM/L.gün organik yükleme hızında, hidrolik bekletme süresi 20 gün esas alınarak işletilmiş ve çözünmüş KOİ miktarı ile üst fazdaki amonyak ve fosfor miktarında artış gözlemlenmiştir. Kireç ilavesi ile fosfor salınımında bir değişiklik gözlenmemiştir. Ön arıtmadan sonra uçucu katı madde azalımının %29,6'dan %40,8'e ulaştığı sonucuna varılmıştır. Ön arıtma ile çamur floklarının dezentegrasyonunda iyileştirme sağladığı görülmüş, flokların çökeltme performansları ve çamurun susuzlaşabilme kapasitesinin düştüğü sonucuna varılmıştır. Ön arıtmadan sonra çamurun susuzlaşabilme kapasitesinin ortalama olarak %5,6'dan %14,1 s.L/g'e yükseldiği gözlemlenmiştir.

Feng ve diğ. (2009) ultrasonik ön arıtmanın 0-35.000 kJ/kgKM aralığında özgül enerji ile çamur susuzlaştırma üzerine olan etkisini araştırmışlardır. Düşük özgül enerji seviyelerinde (<4400 kJ/kgKM) çamur susuzlaştırma verimi artmakta ancak yüksek özgül enerji seviyelerinde (>4400 kJ/kgKM) çamur susuzlaştırma verimi önemli ölçüde azalmaktadır. Protein ve polisakkarit konsantrasyonlarının artan özgül enerji ile birlikte ortamda oluştuğu sonucuna varılmıştır. Bu çalışma kapsamında, optimum ultrasonik enerjinin 800 kJ/kg KM olduğu belirlenmiştir.

Huan ve diğ. (2009) ultrasonik arıtmanın farklı enerji seviyelerinde çamur dezentegrasyon derecesi, mikrobiyal aktivite ve çamur susuzlaştırma özelliğine olan etkisini araştırmışlardır. Bu araştırmalar sonucunda, çamurun mikrobiyal aktivitesinin değişmesi ve çamurun susuzlaşma özelliğinin çamurun dezentegrasyon derecesine bağlı olduğu gözlemlenmiştir. Çamur dezentegrasyon derecesi %20'den az olduğu zaman mikrobiyal aktivitenin %20'den fazla olduğu; çamur dezentegrasyon derecesi %40'dan fazla olduğu zaman, çamur aktivitesinin önemli ölçüde düştüğü anlaşılmıştır. Sadece çamur dezentegrasyon derecesi %2-%5 olduğu zaman FeCl₃ ile ilave bir ön arıtma uygulandığında çamur susuzlaştırmada iyi bir verim elde edilmiştir. Ayrıca, aynı ultrasonik enerji seviyesinde, uzun süreli ve düşük yoğunlukta yapılan sonikasyonun kısa süreli ve yüksek yoğunlukta yapılandan daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır. Düşük özgül enerji seviyesinde mikrobiyal aktivitenin artması sebebiyle çözünmüş KOİ konsantrasyonu da artmıştır.

Saifuddin ve Fazlili (2009) palmye yağı ögütücü çıkışından alınan çamurun anaerobik çürütme üzerindeki etkilerini ultrasonik, mikrodalga ve ultrasonik-mikrodalga arıtma metotları ile incelemişlerdir. Bu çalışmanın sonuçlarına göre, ultrasonik-mikrodalga arıtma metodunun biyogaz üretme bakımından en ekonomik arıtma tekniği olduğu belirlenmiştir. Yüksek miktarlarda metan üretimi, üç dakika mikrodalga ve on dakika ultrasonik arıtmanın uygulanması sonucunda elde edilmiştir.

Gündüz (2009) tarafından yapılan çalışmada arıtma çamurunda ultrasonik ön arıtmanın dezintegrasyon derecesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Yapılan araştırmalarda spesifik enerji artışı ile dezintegrasyon derecesi artmış ve en yüksek dezintegrasyon derecesi olan %47,4; 30000 kJ/kgKM'lik spesifik enerji kullanılarak elde edilmiştir. 30000 kJ/kgKM değerinin üzerindeki spesifik enerjilerde dezintegrasyon derecesi düşmeye başlamış ve uygulanan en yüksek spesifik enerjide (100000 kJ/kgKM) dezintegrasyon derecesi %30,1 olarak bulunmuştur. Dezintegrasyon derecesinin düşmesinin radikallerin yüksek oksidasyon etkisinden kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Ultrasonik ön arıtma ile çamurun partikül boyutu azaltılmış ve yüksek spesifik enerjili çamurun boyutunda ham çamura kıyasla daha fazla azalma görülmüştür. Spesifik enerji artışı ile lineer olarak sıcaklık artmış, pH ise düşmüştür. Ham çamurun sıcaklığı 19°C ve pH'ı 7,29 iken en yüksek spesifik enerjide (100000 kJ/kgKM) çamurun sıcaklığının 84°C ve pH'ının 6,28 olduğu görülmüştür. Azalan pH'ın flok dezintegrasyonunda oluşan asidik bileşiklerden kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Spesifik enerjinin yükselmesi ile artan çözülmüş organik karbon konsantrasyonu, optimum spesifik enerji değerinde (30000 kJ/kgKM) yaklaşık 1327 mg/L iken, çözülmüş KOİ konsantrasyonu da 880 mg/L'den 5160 mg/L'ye yükselmiştir. Yine optimum spesifik enerji değerinde çamurun üst fazındaki çözülmüş KOİ, çözülmüş organik karbon, toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonları sırasıyla %487, %290, %3230 ve %870 oranında artmıştır. Maksimum kümülatif metan üretimine 30000 kJ/kgKM spesifik enerji değerinde ulaşılmış ve 40 günlük inkübasyon sonunda ham çamurun metan üretimi 121 mL iken, 30000 kJ/kgKM spesifik enerji uygulanan çamurda ise yaklaşık 287 mL olarak bulunmuştur.

Pham ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada tam otomatik laboratuvar ölçekli ekipman kullanılarak, 20 kHz frekansta atıksu çamurunun ultrasonikasyon ile ön arıtımı incelenmiştir. Farklı atıksu çamuru, katı madde konsantrasyonları, farklı ultrasonik yoğunluklar ve ön arıtma süreleri uygulanarak cevap yüzey yöntemi ile optimum ultrasonik ön arıtma prosesi belirlenmeye çalışılmıştır. Bu çalışma sonunda, ultrasonik arıtmanın çözülmüş katı madde miktarı ve atıksu çamurunun biyolojik ayrışabilirliğini arttırdığı görülmüştür. Ultrasonik

yoğunluk ve ön arıtma süresinin, katı madde konsantrasyonunu takiben ultrasonik arıtma verimini önemli ölçüde etkilediği gözlenmiştir. 0,75 W/cm² ultrasonik yoğunluk, 60 dakika arıtma süresi ve 23 g/L KM konsantrasyonu ultrasonik ön arıtma için optimum koşullar olarak belirlenmiştir. Aerobik çamur çürütme işlemi sonucunda, çözülmüş KOİ miktarı ve biyolojik parçalanabilirlik sırasıyla %45,5 ve %56 oranında artmıştır. Ayrıca, atıksu çamurunun konvansiyonel arıtma proseslerine uygunluğunu tespit etmek amacıyla viskozitesi de ölçülmüştür. Ultrasonik çamurun viskozitesinin toplam katı madde konsantrasyonu ile üssel ilişkisi olduğu, çamurun ham çamura benzer olarak psedoplastik ve tiksotropik davranış gösterdiği görülmüştür. Bununla beraber, ultrasonik çamurun viskozitesinin ham çamurdan her zaman daha düşük olduğu gözlemlenmiştir.

Xie ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada ise düşük yoğunluklu ultrasonik arıtmanın anaerobik çamur aktivitesi ve anaerobik atıksu arıtımı üzerine etkileri araştırılmıştır. 35 kHz'lık ultrases dalgasında, dehidrojenasyon aktivitesi ve koenzim F₄₂₀ içeriğinin anaerobik çamur aktivitesini değiştirdiği tespit edilmiştir. Tekli faktör ve çoklu faktör optimizasyonu sonuçlarına göre optimum ultrasonik yoğunluk ve ışınlama ile oksidasyon süresi sırasıyla 0,2 W/cm² ve 10 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum koşullar altında biyolojik aktivitenin önemli ölçüde arttığı ve 0,2 W/cm² ultrasonik yoğunlukta maksimuma eriştiği görülmüştür. Bununla birlikte, 10 dakikalık ışınlama ile oksidasyon süresinde maksimum olan biyolojik aktivitenin, ışınlama süresi uzatıldıkça giderek azaldığı gözlemlenmiştir. Ayrıca, KOİ giderim verimi ultrasonik arıtma ile % 3,6 oranında daha da artmış ve çıkışta %30 daha düşük KOİ konsantrasyonu elde edilmiştir.

Yongde ve diğ. (2009) tarafından kararlı sürekli akışlı sistemde ultrasonik yoğunluk, ultrasonik arıtma süresi ve geri devir oranı gibi faktörlerin fazla çamur azaltılmasındaki etkisi incelenmiş; çıkış suyu kalitesi ve çamur çökme kapasitesi üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Ultrasonik yoğunluk, ultrasonik arıtma süresi ve ultrasonik çamur geri devir oranı atık çamur azaltımını etkilemesine rağmen, çıkış suyu kalitesini ve çamurun çökme kapasitesini etkilememiştir. Sadece çok büyük çamur geri devir oranları çıkış suyu kalitesi ile çamurun çökme kapasitesini etkilemiş ve bu nedenle, uygun geri devir oranınının 1:24 olduğu belirtilmiştir. 0,4 W/mL ultrasonik yoğunlukta maksimum çamur miktarın azalması (%95,8) sağlanırken; 5 dakikalık ultrasonik arıtma süresinde en yüksek çamur miktarı azalması %90,2 olarak elde edilmiştir. Sonuçlara göre, 0,4 W/mL ultrasonik yoğunluk, 5 dakika ultrasonik arıtma süresi ve 1:24 ultrasonik ön arıtma uygulanmış çamur geri devir oranında atık çamur %90'ın üzerinde azaltılmış; çıkış suyu, Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Deşarj Kalite Standart'ına göre (GB 18918-

2002) II. Sınıf kalite değerine/standardına getirilmiş ve çamur hacim indeksinin 100 mL/gUAKM değerinde olduğu belirlenmiştir.

Zhang ve diğ. (2009a) tarafından yapılan çalışmada kentsel atıksu arıtımında aktif çamur sistemlerinde atık çamurun ultrasonik yöntem ile azaltılması amaçlanmıştır. Ultrasonik arıtma sonucunda, biyokütle sentezi ile atılan aktif çamur miktarının önemli ölçüde azaldığı ve çamurda bulunan organik maddelerin mineralizasyonunun büyük oranda arttığı görülmüştür. Ayrıca, 15 dakika olarak belirtilen ideal ultrasonik arıtma süresinde uygulanan üç farklı koşuldaki dezentegrasyon derecesi 800 W/l ve spesifik enerjisi 13,3 kWsa/kgKM olan arıtma ile minimum çamur azalması gözlenirken, spesifik enerjisi 26,7 kWsa/kgÇKM olan ultrasonik arıtmanın, 20,0 kWsa/kgÇKM'lik spesifik enerjiye göre atık çamur miktarını biraz daha azalttığı gözlenmiştir. Bu nedenle, çamurun parçalanması için gereken optimum spesifik enerji 20,0 kWsa/kgÇKM olarak belirlenmiş; spesifik enerjiyi arttırmanın fazla çamur miktarını azaltmada çok az bir etkisi olduğu tespit edilmiştir. Spesifik enerji 20,0 kWsa/kgÇKM ve çamur geri devir oranı 0,007 iken, atık aktif çamur miktarı %54 ve biyokütle sentezi %59 oranında azaldığı; çamur mineralizasyonu ise %31'den %58'e yükseldiği görülmüştür. Ağır metal konsantrasyonları incelendiğinde ise, ultrasonik arıtma ile Cu ve Ni konsantrasyonlarının sırasıyla %58 ve %141 oranında arttığı; Pb, Cr ve As konsantrasyonlarının da %10, %9 ve %53 oranında azaldığı gözlenmiştir. Optimum spesifik enerji için maliyet analizi yapıldığında, ultrasonik arıtma ile fazla çamur miktarı %50 azaltılırken; depolama maliyeti \$ 0,05-0,08/m³ su civarında bulunmuştur.

Aydın ve Civelekoğlu (2010) tarafından yapılan çalışmanın amacı, ultrasonik arıtmanın aktif çamur üzerine etkilerinin incelenmesidir. Yapılan çalışmada, ham ve ultrasonik ön arıtıma tabi tutulan çamurun çökme özelliği ile uçucu katı madde ve çözünmüş katı madde miktarlarına bakılarak; çamur içindeki partiküllerin büyüklük dağılımı analizi yapılmıştır. 0 ile 26000 kJ/kgKM aralığında farklı spesifik enerjiler uygulanan çamur numunelerine 25°C'de, 4000 rpm'de 30 dakika santrifüj yapılarak; sıvı fazdaki amonyum azotu, nitrat azotu ve hücre dışı polimerik madde içeriğine bakılmıştır. 0 ile 1000 kJ/kgKM aralığında spesifik enerjiye tabi tutulan çamurun çökme özelliği artmış; 5000 kJ/kgKM'den fazla spesifik enerji uygulandığında ise çökme özelliği azalmaya başlamıştır. Arıtılmış çamurun üst fazındaki bulanıklığın 5000 kJ/kgKM spesifik enerjinin üzerinde arttığı görülmüştür. Araştırmalar sonucunda, çok uzun bir ultrasonik arıtma süresi, düşük frekanslı bir ultrasonik dalga ve yüksek bir ultrasonik yoğunluğun çamur dezentegrasyonunda oldukça etkili olduğu ortaya çıkmıştır. Ultrasonik arıtma prosesinin flok yapılarını ve buna bağlı olarak hücre duvarlarını bozduğu

gözlemlenmiştir. Bunun sonucunda, çözülmüş KOİ miktarının, hücre dışı polimerik maddelerin ve inorganik azot içeriğinin arttığı görülmüştür.

Yan ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada ultrasonik özgül enerjinin aktif çamur çözünürlüğüne ve enzim aktivitesine etkisi incelenmiştir. Çalışma kapsamında 0 ile 90000 kJ/kgKM özgül enerji aralığında 5 farklı özgül enerji ile sonifikasyon işleminin aktif çamurda organik madde çözünürlüğüne, partikül boyutuna ve hidrolik enzimlerin aktivitesine olan etkisine bakılmıştır. Özgül enerjinin artmasıyla partikül büyüklüğünde düşüş gözlemlenmiştir. Herhangi bir işlem uygulanmadan önceki ortalama partikül büyüklüğü 25 µm iken, 15000 kJ/kgKM özgül enerjide 13,1 µm ve 90000 kJ/kgKM özgül enerjide 3,2 µm boyutuna kadar düşüş tespit edilmiştir. Aktif çamur arıtımı sonucunda su ortamında organik madde miktarı artarken buna paralel bulanıklık da artmaktadır. Aktif çamurda başlangıçta çözülmüş KOİ değeri 150 mg/L olurken 90000 kJ/kgKM özgül enerji kullanıldığında çözülmüş KOİ değeri 3752 mg/L mertebesine çıkmaktadır. Ayrıca özgül enerji 0'dan 90000 kJ/kgKM 'ye çıkarıldığında KOİ dezintegrasyon derecesi 0'dan % 60,8'e çıkmıştır. Protein ve karbonhidratlar atık aktif çamurda en etkin iki organik maddedir ve çözülmüş KOİ içerisinde yüksek oranda çözülmüş protein ve karbonhidrat bulunmaktadır (Çetin and Erdinçler, 2004). Artan özgül enerji ile protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının arttığı gözlemlenmiştir. Ultrasonik ön arıtım olmadan protein konsantrasyonu 44,1 mgKOİ/L, karbonhidrat konsantrasyonu ise 23,8 mgKOİ/L iken 90000 kJ/kgKM özgül enerjide protein 3104,5 mgKOİ/L karbonhidrat ise 274 mgKOİ/L değerine ulaşmıştır. Aktif çamurlara ultrasonikasyonun uygulanması hidrolitik enzimlerin aktivitesinin artmasını sağlamıştır. Ham aktif çamurda proteaz ve glikosidaz enzimlerinin aktivitesi sırasıyla 1,26 U/gKM ve 23,5 U/gKM iken 30000 kJ/kgKM özgül enerjide bu değerler proteaz için 5,98 U/gKM glikosidaz için 102,8 U/gKM değerlerine ulaşmıştır. Özgül enerjinin 30000 kJ/kgKM'den daha fazla olması ise enzimlerin aktivitelerinin düşmesine sebep olmuştur. Ayrıca yapılan çalışmada özgül enerji artışı ile çamurun amonyak ve çözülmüş fosfor konsantrasyonlarının da arttığı ortaya konulmuştur.

Zhang ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada ultrasonik yöntem kullanılarak çamur miktarının azaltılması amaçlanmıştır. 100 Kw/kgKM, 120 Kw/kgKM, 140 Kw/kgKM ultrasonik yoğunluğunda oluşan çamur miktarları sırasıyla 102,6 mg/L.gün, 17,8 mg/L.gün ve 2,63 mg/L.gün olarak elde edilmiştir. Ayrıca 140 Kw/kgKM ultrasonikyoğunluğunda çamur hacim indeksinin 200 ml/gKM'den fazla olduğu ve bununla birlikte çamurun çökme özelliğinin kötüleştiği ve çıkıştaki bulanıklığın 19 NTU'ya ulaştığı tespit edilmiştir. Çamur

sonikasyon oranının 3/14, ultrasonik yoğunluğun 120 kW/kg KM ve sonikasyon süresinin 15 dakika olduğu koşullarda çamur miktarında etkili bir azalma olduğu gözlenmiştir. %81,1 oranında KOİ giderimi, %17-66 oranında toplam azot giderimi elde edilirken çıkışta yüksek konsantrasyonlarda fosfor bulunduğu tespit edilmiştir. Kısa sonikasyon sürelerinde çamur miktarında etkili bir azalma elde edilememiştir.

Erden ve Filibeli (2010a) tarafından yapılan çalışmada, oldukça düşük bir ultrasonik frekans (20 kHz) uygulamasında, 0 ile 15880 kJ/kgKM arasında değişen spesifik enerji değerleri kullanılarak çamur dezentegrasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bunun yanı sıra, ultrasonik ön arıtma işleminin biyolojik çamurların üst faz özellikleri, çamur katılarının çözünürlüğü ve çamurların filtrelenebilirlik özellikleri üzerine olan etkisi değerlendirilmiştir. En yüksek dezentegrasyon derecesi (%57,9) 9690 kJ/kgKM spesifik enerji değeri ve 40 dakika ultrasonik arıtım süresi uygulanarak elde edilmiş; bu spesifik enerjinin flok dezentegrasyonu için yeterli olduğu sonucuna varılmıştır. 9690 kJ/kgKM'nin üzerindeki uygulamalarda düşen dezentegrasyon derecesi değerleri hidroksil radikallerinin yüksek oksidasyon etkisi ile açıklanmıştır. Ultrasonik yöntemle ön arıtımı yapılan çamurların anaerobik çürüme potansiyelleri ise BMP testleri ile değerlendirilmiş ve ultrasonik ön arıtma işleminin çamurların biyolojik olarak parçalanabilirliklerini geliştirdiği görülmüştür. 9690 kJ/kgKM özgül enerjide, ön arıtımı yapılmış çamurda ham çamura oranla %44 daha fazla metan gazı üretimi sağlanmıştır. Ultrasonik ön arıtma uygulaması çamur üst fazında KOİ, toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonlarının artışına neden olmuştur. Toplam azot konsantrasyonu 11204 kJ/kgKM spesifik enerji ve 45 dakika ultrasonik arıtma süresi uygulandığında 25 mg/L'den 256 mg/L'ye çıkmış ve ham çamur suyundaki azot konsantrasyonuna oranla %924 artmıştır. 40 dakika ultrasonik arıtma süresi ve 9690 kJ/kgKM spesifik enerji uygulamasında toplam fosfor ham çamur suyundaki fosfor konsantrasyonuna oranla %208 artmış, 41,3 mg/L'den 127 mg/L'ye çıkmıştır. Ultrasonik ön arıtma uygulamasıyla azalan toplam katı madde ve organik katı madde içerikleri de ultrasonik ön arıtma uygulamasının çamur katılarının çözünürlüğüne neden olduğunu göstermiştir. Artan spesifik enerji seviyelerine bağlı olarak organik madde çözünürlüğündeki artışın anaerobik çürüme işlemindeki hidroliz aşamasının ortadan kalkması açısından oldukça önemli olduğu belirtilmiştir. Ultrasonik arıtma uygulaması sonrasında çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini belirlemek amacıyla uygulanan Kapiler Emme Süresi (KES) testi sonuçlarına bakıldığında, artan spesifik enerji seviyesine bağlı olarak KES değerlerinin de arttığı görülmüştür. Bu nedenle, ultrasonik ön arıtma uygulamasının çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini olumsuz etkilediği belirlenmiştir.

Xu ve diğ. (2010) yaptıkları çalışmada ultrasonik ön arıtmanın anaerobik çürütmede ve çamur susuzlaştırmadaki etkisini araştırmışlardır. Çalışma sonucunda, kontrol reaktörü %45,4 KM ve %47,9 UKM giderimi gösterirken, ultrasonikasyon uygulanmış reaktörden sırasıyla %52,6 ve %47,9 giderim elde edilmiştir. Buna ek olarak, ultrasonikasyon uygulanmış reaktörden daha fazla biyogaz üretimi elde edildiği belirtilmiştir. Kontrol reaktörünün işletim süresi boyunca kapiler emme süresinin (KES) 1,42 saniye L/g AKM'den 47,3 saniye L/g AKM'ye çıktığı gözlenmiştir. Ultrasonik ön arıtmanın susuzlaştırmaya etkisine bakıldığında, ilk olarak ön arıtmanın 44,4 saniye L/g AKM'ye yükselen KES ile susuzlaştırmayı kötüleştirdiğini, fakat stabilizasyon sonucunda ulaşılan 23,2 saniye L/g AKM'lik KES değeri ile susuzlaştırmayı iyileştirdiği gözlenmektedir.

Braguglia ve diğ. (2010) çalışmalarında ultrasonikasyon ve ozon ön-arıtma uygulamalarının yarı kesikli anaerobik reaktörlerdeki etkilerini karşılaştırmışlardır. Yapılan çalışmanın sonucunda 2500 kJ/kg KM enerji uygulanarak ultrasonike edilmiş anaerobik reaktörlerde, kontrole kıyasla uçucu madde gideriminde %19, kümülatif gaz üretiminde ise %26 artış gözlemlenmiştir. Diğer taraftan, ozonlama (0,05 g O₃/g KM) ile ön-arıtma uygulanmış anaerobik reaktörlerde, kontrol ile kıyaslandığında uçucu madde giderimi ve biyogaz üretimi parametreleri arasında bir fark tespit edilememiştir. Ozon miktarı iki katına çıkarıldığı zaman ise kontrole kıyasla %26 uçucu madde giderimi ve %17 biyogaz üretimi artışı olmuştur.

Braguglia ve diğ. (2012) yüksek frekans (200 kHz) uygulanarak gerçekleştirilen ultrasonikasyon ön arıtımının anaerobik çürütmedeki etkisini incelemişlerdir. Çalışmanın amacı, farklı substrat/aşı (S/A) çamuru oranlarında işletilen, ultrasonikasyon uygulanmış ve uygulanmamış anaerobik reaktörlerin performanslarının uçucu katı madde giderimi, biyogaz üretimi gibi parametrelere göre değerlendirilmesi ve karşılaştırılmasıdır. S/A oranı 0,5 olarak işletilen reaktörlerde kontrol ve ultrasonikasyon uygulanmış anaerobik reaktörlerde sırasıyla uçucu madde giderimi % 31 ve % 35, toplam biyogaz üretimi 135 cm³ ve 189 cm³, S/A oranı 1 olarak işletilen reaktörlerde ise uçucu madde giderimi % 23 ve % 31, toplam biyogaz üretimi 164 cm³ ve 170 cm³ olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak, yüksek frekanslı ultrasonikasyon uygulanmasının, biyokütlenin parçalanarak çözünebilir organik madde içeriğini arttırdığı, ve bu uygulamanın madde giderimi ve biyogaz üretimi açısından değerlendirildiğinde daha verimli olduğu tespit edilmiştir.

Vurgulu elektrik alan (VEA) uygulaması:

Vurgulu Elektrik Alan (VEA) teknolojisi, iki elektrot arasına yerleştirilmiş bir arıtma odacığında bulunan sıvıya bir seri kısa süreli (10ns-20µs) yüksek voltaj (20–80 kV/cm)

uygulama işlemidir. Bunun için doğru akım güç kaynakları ile çalışan kapasitörlerde depolanan yüksek miktardaki enerjinin aniden boşaltılması ile elektrik alanları üretilir. Vurgulu elektrik alan bir sıvıya uygulandığında sıvıda bulunan mikroorganizmaların hücre zarı üzerinde gözenekler açılmasını sağlar. Bütünlüğü bozulan hücreler diğer biyolojik ve kimyasal işlemlere daha açık hale gelir. Bu işlem, organik maddelerin biyolojik olarak ayrıştırılabilirliğini arttırmanın yanı sıra anaerobik çürütme sırasında biogaz üretimini artırır ve proses zamanının kısalmasını sağlar. VEA ortam sıcaklığında, ortam sıcaklığının altında ya da üzerinde, bir saniyeden daha kısa bir sürede uygulandığı için bu sayede enerji kaybı ile maddenin ısınması en az olur. VEA uygulamaları sırasında önem taşıyan başlıca faktörler, elektrik alanların oluşturulması; işlemin gerçekleştirildiği, tekdüze uygulamaya uygun hacmin tasarımı ve bu hacim içinde sıcaklığın çok az yükselmesinin sağlanması; elektroliz etkisinin en az ortaya çıktığı elektrotların tasarımı olmaktadır (Devlieghere ve diğ., 2003).

Loeffler ve diğ. (2001) çalışmalarında evsel nitelikli arıtma çamuruna vurgulu elektrik alanı ile yapılan ön arıtma sürecinde biyokütle hücrelerinin mekanik parçalanmasını incelemişler, yüksek voltaj uygulanan evsel nitelikli arıtma çamuru örneklerinde bulunan mikroorganizmaların hücre zarında gözenekler oluştuğunu ve hücre içi materyalin açığa çıktığını tespit etmişlerdir. Ayrıca VEA uygulanan çamur numunelerinde çözülebilir kimyasal oksijen ihtiyacı miktarındaki artış ölçülerek elde edilen sonuçların diğer mekanik parçalama yöntemleri ile karşılaştırılabilir nitelikte olduğu belirlenmiştir. Çalışmada, sıcaklık kontrolü ile çamura beslenen elektrik enerjisi 200 W'tan 800 W'a doğru arttıkça, dezentegrasyon derecesinin % 10'dan yaklaşık % 27'lere kadar arttığı görülmüştür. Ayrıca elektrik sığasının, deşarj sayısının (vurgu ya da darbe), elektriksel olarak uygulamanın yapılacağı alanın ve gerilimin yükselmesi ile oluşacak olan gözeneklerin sayısının artacağı da gözlemlenmiştir.

Kopplow ve diğ. (2003) de çalışmalarında evsel nitelikli arıtma çamurunun VEA ile dezentegrasyonunu incelemişler ve KOİ artış derecesinin % 15 olduğunu tespit etmişlerdir. Aynı çalışmada, anaerobik biyolojik parçalama testlerinde uçucu askıda maddelerde %9 ve biyogaz üretiminde ise %20 artışın olduğu gözlenmiştir.

Choi ve diğ. (2005) atık aktif çamur numunelerine vurgulu elektrik alan (VEA) uygulamanın çözülebilir kimyasal oksijen ihtiyacı miktarı ve anaerobik çamur çürütme sırasında biogaz üretimi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Bu çalışmada çember şeklinde elektrikli vurgulu reaktör kullanılmıştır. İki ayrı atıksu arıtma tesisinden alınan çamurlardan, Tachun atıksu arıtma tesisinden elde edilen çamura VEA'nin çözülebilirlik üzerindeki etkisini incelemek için 19 kV voltajında ve 110 Hz frekansında vurgu gücü uygulanmıştır. Anyang arıtma tesisinden elde

edilen çamura ise, arıtma çamurunun çürütülebilirliğini incelemek amacı ile 17 kV voltajında ve 150 Hz frekansında vurgu gücü uygulanmıştır. Deneyle sonuçunda, VEA uygulanan çamur numunelerinin, VEA uygulanmayan numunelere oranla 4,5 kat daha fazla çözülebilir kimyasal oksijen ihtiyacı gösterdiği tespit edilmiş ve VEA uygulanan numunelerde 2,5 kat daha fazla biogaz üretimi gözlenmiştir. Ayrıca Taramalı elektron mikroskobu (SEM) görüntüleri incelenerek, VEA ön arıtmasının çamurun içindeki biyokütle hücrelerini imha ettiği sonucuna varılmıştır.

Ritmann ve diğ. (2009) VEA dezenteegrasyonu uygulandıktan sonra anaerobik olarak çürütülmüş çamurdan elde edilen metan gazı oluşumunu incelemişlerdir. Buna ek olarak ayrıca VEA'nın biyokütle ekolojisi üzerindeki etkisini de gözlemlemişlerdir. Bu çalışmada iki büyük ölçekli anaerobik çürütücü kullanılmış ve VEA yoğunluğu 16 kWh/m³ olarak seçilmiştir. Yapılan çalışmaya göre biyokütlenin çeşitliliği ön arıtma ile artmaktadır. Dezentegre edilmiş çamur çürütücülere beslendikçe, eklenen biyolojik olarak çözünebilir kütlenin ve asetatin metanojenlerce kullanılmasının bakteri kompozisyonunu daha da zenginleştirdiği görülmüştür. Ayrıca metan üretiminin (besleme çamurunun %63'ü VEA dezenteegrasyonuna maruz bırakıldığında) % 30 arttığı ve atık katıların % 10 oranında azaldığı bulunmuştur.

5.4.1.2.Kimyasal Dezentegrasyon

Kimyasal arıtma ile ozon, fenton, klor, asit ve alkali özellikte malzemeler kullanılarak güçlükle parçalanabilen bileşiklerin kolayca parçalanabilir hale dönüşmesi hedeflenmektedir (Tanaka ve diğ., 1997; Sakai ve diğ., 1997).

Arıtma çamurlarının ileri oksidasyon prosesleri ile ön arıtımı:

İleri oksidasyon yöntemlerinin çamur arıtımında kullanımı uzun yıllardan beri uygulanmasına (Neyens ve Baeyen, 2003; Yan ve diğ., 2009) rağmen spesifik dirençli organik kirleticiler için performansları ile ilgili çalışmalar kısıtlıdır (Bernal ve Martinez 2005; Bernal ve Martinez 2007; Carballa ve diğ., 2007). Uzun yıllardan beri su ve atıksu arıtımında kullanılan ozonun çamura uygulanması ile ilgili çalışmalar çamur minimizasyonu konusuna odaklanmıştır (Yasui ve diğ., 1996; Kamiya ve Hirotsuji, 1997; Park ve diğ., 2003; Dytczak ve diğ., 2007; Chu ve diğ., 2008). Kentsel arıtma çamurunun toprakta kullanımı ülkemizde de kullanılan yaygın bir uygulamadır ve bu uygulama söz konusu kirleticilerin besin zincirine taşınmasında önemlidir (Golet ve diğ., 2003).

Fenton reaktifi ile çamurun ileri oksidasyonu:

Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir. Atıksu arıtımında kullanımı oldukça yaygın olan bu prosesin son yıllarda çamur arıtımı amacıyla kullanımı da gündeme gelmiştir. Bu prosesin kullanımı ile arıtma çamurlarının su verme özelliklerinin geliştirildiği bilinmektedir (Neyens ve diğ., 2003; Büyükkamacı, 2004; Dewil ve diğ., 2005). Son yıllarda yapılan çalışmalar Fenton prosesinin arıtma çamuru dezentegrasyonu amacıyla kullanılabileceğini göstermiştir (Kaynak ve Filibeli, 2008). Neyens ve diğ. (2003) arıtma çamurlarının su verme özelliklerini geliştirmek amacıyla farklı koşullarda Fenton prosesi uygulamış ve çamurların su verme özellikleri açısından en uygun koşulların 25 g H₂O₂ /kg KM, 1.67 g Fe²⁺ /kg KM konsantrasyonları, pH=3 ve ortam sıcaklığı olduğunu belirlemişlerdir. Bu koşullarda uygulanan Fenton prosesi ile ham çamura oranla çamur hacminde %30 azalma ve çamur keki katı madde içeriğinde %30 artış elde edilmiştir. Dewil ve diğ. (2005) aynı koşullarda Fenton prosesini yoğunlaştırılmış aktif çamur örneklerine uygulamış, bu uygulama ile mekanik olarak susuzlaştırılan çamur kekinin %22,5 değerinden %40,3 değerine arttığını belirtmişlerdir. Bir başka çalışmada, Büyükkamacı (2004) farklı konsantrasyonlarda Fe(II) (1000–6000 mg/ L) ve H₂O₂ (2000–6000 mg/ L) uygulanarak Fenton prosesinin arıtma çamurlarının filtrelenebilirlik ve mekanik su alma işlemlerindeki performansı sırasıyla kapiler emme süresi testi ve özgül filter direnci parametresi kullanılarak değerlendirilmiştir. Sonuçlar artan H₂O₂ ve Fe(II) konsantrasyonlarının çamurların su verme özelliklerini geliştirdiğini göstermiştir. Kaynak ve Filibeli(2008), Fenton prosesini arıtma çamuru dezentegrasyonu amacıyla uygulamış; en yüksek dezentegrasyon derecesi (%25,2), asidik koşulda (pH=3), 0,067 gFe(II)/gH₂O₂ oranında ve 60 gH₂O₂/kg KM konsantrasyonunda elde edilmiştir. Bu uygulama, mezofilik kolullarda gerçekleştirilen anaerobik çürüme işleminde ham çamura oranla %44 daha fazla metan gazı üretimine olanak sağlamıştır. Takumura ve diğ. (2007) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise benzer bir ileri oksidasyon tekniği olan foto-Fenton yöntemi çamur dezentegrasyonu açısından değerlendirilmiş; kesikli reaktör denemelerinde en yüksek dezentegrasyon derecesi 4 gH₂O₂/L, 40 mgFe(II)/L dozu uygulamasıyla, asidik koşulda (pH=3) ve 6 saat reaksiyon süresiyle elde edilmiştir.

Lu ve diğ. (2003) çalışmalarında atıksu arıtma tesisinden alınan aktif çamurun susuzlaştırılabilirliği özelliği üzerine Fenton reaktifi'nin etkilerini incelemişlerdir. Aktif çamura 3000 mg/l H₂O₂'nin eklenmesi çamurun filter edilebilirlik özelliğini azaltırken, Fe²⁺ ve Fe³⁺ iyonları ise spesifik filtrasyon direncini sırasıyla % 55,4 ve % 85,5 arttırmışlardır.

Çamurun Fe^{2+}/H_2O_2 , Fe^{3+}/H_2O_2 ve Fe^{3+} kimyasallarının kullanılarak arıtılması çamurun filter edilebilirlik etkinliğini %80 azaltmıştır. Çalışma sonucunda, Fenton reaktifinin, çamurun fazla miktarda susuzlaştırılmasını sağladığı kanıtlanmış, Fe^{2+}/H_2O_2 kullanılarak arıtılan çamurun, diğer kimyasallara (Fe^{3+}/H_2O_2 and Fe^{3+}) göre susuzlaştırılabilirlik veriminin daha yüksek olduğu bulunmuştur.

Khoufi ve diğ. (2006) zeytinyağı atıksularda fenol bileşiklerinden kaynaklanan zehirliliğin giderilmesinde ve organik yükün azaltılmasında elektrokimyasal proses ile Fenton oksidasyonunun bileşkesi olan elektro-Fenton metodunu bir ön arıtım metodu olarak anaerobik arıtmadan önce uygulamışlardır. Çalışma sonuçları, elektro-Fenton prosesinin toplam polifenolik bileşiklerini % 65,8 oranında giderdiğini ve zehirlilik oranının ise %100'den %66,9'a azalttığını göstermiştir. Bu giderimler neticesinde anaerobik arıtımın performansının arttığı belirtilmiştir.

Dewil ve diğ. (2007) Fenton peroksidasyonu veperoksimonosülfat (POMS) ve dimetildioksiran (DMDO) maddelerinin kullanıldığı değişik reaksiyonları içeren peroksidasyon tekniklerini incelemişlerdir. Fenton peroksidasyonu kısmında arıtma çamuruna optimum konsantrasyon oranı olarak gram H_2O_2 için 0,07 g Fe^{2+} uygulandıktan sonra 5 g H_2O_2/kg çözünmüş katı, 25 g H_2O_2/kg çözünmüş katı, 50 g H_2O_2/kg çözünmüş katı miktarlarında H_2O_2 eklemesi yapılmıştır. Deneyle sırasında Fenton dezentegrasyonun anaerobik çürütmede metan üretimini arttığı görülse de, bu biyogaz oluşumunun dezentegrasyon uygulanmamış numunelerin metan üretimine başlamasından daha sonra gözlemlendiği belirtilmiştir. Ayrıca Fenton peroksidasyonu için H_2O_2 dozunun (seçilen dozlarda) arttırılarak uygulanması ile biyogaz üretimindeki önemli bir artışın olmadığı farkedilmiştir. Çalışmada dezentegre edilen ve edilmeyen numunelerdeki metan içeriğinin %65 ile % 70 arasında olduğu ölçülmüştür. Ancak Fenton dezentegrasyonunun çözünmeyen KOİ'de ve biyokütlede azalmaya neden olduğu kanıtlanmıştır. Kontrol grubu için KOİ 421 mg O_2/L olarak bulunurken, 5 g H_2O_2/kg çözünmüş katı, 25 g H_2O_2/kg çözünmüş katı, 50 g H_2O_2/kg çözünmüş katı dozajları için KOİ sırasıyla 787 mg O_2/L , 1708 mg O_2/L and 2507 mg O_2/L olarak bulunmuştur. Ayrıca çalışmada organik kuru katıdaki düşüş de izlenmiştir ve artan H_2O_2 dozajları ile anaerobik çürütmeden sonra organik katı oranının %47'den %41,7'ye düştüğü görülmüştür.

Erden ve Filibeli (2009) çalışmalarında, anaerobik çamur prosesinde Fenton prosesinin kullanılması ile oluşan etkileri değerlendirmişlerdir. Bu çalışmada, termofilik şartlarda tek aşamalı anaerobik çürütme ile mezofilik şartlarda iki aşamalı anaerobik çürütme, spesifik metan üretimi ve katı madde giderimi açısından incelenmiştir. Çalışmada kullanılan aktif çamur

kentsel atıksu arıtma tesisinden, aşı çamuru ise bira endüstrisinde bulunan atıksu arıtma tesisindeki yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörlerden elde edilmiştir. Termofilik şartlarda, Fenton reaktifi ile beslenen çamur ile kurulan reaktörler, çamurun en etkili şekilde çözüldüğü reaktörlerdir. Bunun aksine, mezofilik şartlarda çamurun çözünmesi ve katı madde giderimi bakımından hiç bir iyileşme gözlemlenmediği not edilmiştir.

Pham ve diğ. (2009) ultrasonikasyon ve Fenton oksidasyon arıtma tekniklerinin atıksu arıtma çamurunun reolojik profili üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Çalışmanın sonuçlarına göre, ultrasonikasyonun ve Fenton oksidasyonunun, çamurun viskozitesinde azalmaya, çamurun çözülmesinde artışa, çamurun biyolojik olarak parçalanması sırasında kütle ve oksijen transferinde artışa neden olduğu gözlemlenmiştir. Çamurun filtre edilebilirlik özelliği için Fenton oksidasyonu iyileşme gösterirken, ultrasonikasyondaki yüksek enerji girişi sayesinde bu özellik azalmıştır. Maksimum biyolojik olarak parçalanabilirlik değeri ultrasonikasyon için %77, Fenton oksidasyonu için %73 bulunmuştur.

Yu ve diğ. (2010) kanalizasyon çamurunun çözünürlüğünü ve dezenfekte olma özelliğini ileri oksidasyon yöntemi olan Fenton reaktifi ve mikrodalga arıtma yöntemini kullanarak incelemiştir. Çamur, 70°C sıcaklıkta ve ağırlıkça % 0,04 H₂O₂'den fazla kimyasalın kullanılması yolu ile arıtıldığında, fekal koliform konsantrasyonları bakımından patojen giderimi patojenleri saptama sınırının (1000 cfu/l) altında bulunmuştur. Çalışmada fekal koliformların çamurdan uzaklaştırılmasının, 70°C sıcaklıkta ve ağırlıkça %0,08 H₂O₂ veya daha yüksek değerlerde H₂O₂'nin kullanımı ile gerçekleştirildiği belirtilmektedir. Ayrıca bu sıcaklıkta, H₂O₂ konsantrasyonunun artması ile çamurdaki çözülmüş oksijen ihtiyacının da arttığı gözlemlenmiştir.

Ozon arıtımı:

Oksijenin allotropik formu olan ozon (O₃) oksijenin elektriksel güçle ateşlenmesiyle oluşan kararsız bir gazdır. Ozon yüksek yoğunluklarda mavi renge ve yüksek oksitleme kapasitesine sahip oldukça toksik bir maddedir. Yüksek voltaj altında yaratılan elektriksel alan, serbest halde bulunan elektronların kinetik enerjisini artırır ve birbiri ardına gelen çarpışmalar yaratarak oksijenin parçalanmasına ve ozon moleküllerinin oluşmasına neden olur. Ozon molekülleri sadece kısmen kararlıdır, katalizörlerin ve oksitlenen substratların yokluğunda birkaç gün içerisinde oksijene dönüşmektedir (Gottschalk ve diğ., 2000). Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak ·OH radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Pratikte doğrudan ve dolaylı oksidasyon reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı faktörlere bağlı olarak bir

çeşit reaksiyon daha baskın olarak gerçekleşmektedir. $\cdot\text{OH}$ radikallerinin ozon oksidasyonundaki rolünün belirlenmesine yönelik olarak R_c değeri kullanılmaktadır. Bu değer ozonun $\cdot\text{OH}$ radikallerine oranı olarak ifade edilmektedir. Bakteriler genel olarak polisakkaritlerle çevrilmiş olan bir hücre duvarı, bir stoplazmik membran ve genetik bilgileri taşıyan kromozomu bulunduran stoplazmadan oluşmaktadır. Hücre sıvısı nötral pH seviyelerinde olup yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu koşullarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilir. Diğer yandan, stoplazmik membran içeriğindeki çok sayıda proteinden dolayı ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlar. Kalıntı ozon bu membranı geçtiğinde, stoplazma ve kromozom ozon reaksiyonları için tercih edilen alan olur ve nükleik asitler ozon tarafından parçalanarak ozon dezentegrasyonu gerçekleşir. Bu mekanizma *Esherichia Coli* bakterisi üzerinde yapılan birçok çalışma sonucunda ifade edilmiştir. Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürümeye kullanılması çürüme verimini (daha fazla biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) arttırmaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Arıtma çamuru dezentegrasyonu için en önemli değişken parametre uygulanan ozon dozudur. Birçok araştırmacı çamur çözünürlüğünün ve anaerobik çürüme işleminin performansının artırılması için en uygun ozon doz aralığının 0,05-0,1 g O_3 / g KM olduğunu belirtmişlerdir (Deleris ve diğ., 2000; Park ve diğ., 2003; Bougrier ve diğ., 2006; Zhang ve diğ., 2009b; Erden ve Filibeli, 2010b). 0,08-0,1 g O_3 / g KM'nin üzerindeki ozon dozlarında çözünebilir organik maddeler hidrolize edilmekte ve çamurun dezentegrasyon derecesi düşmektedir. Yüksek ozon dozu uygulamalarında azalan oksijen tüketim hızı da ozon oksidasyonuna bağlı olarak gerçekleşen çamur mineralizasyonunun bir göstergesidir (Zhang ve diğ., 2009b). Organik madde parçalanma oranı klasik anaerobik çürüme işleminde ortalama %45 iken 0,06 g O_3 /g katı madde ozon dozu kullanılarak yapılan dezentegrasyon ile ortalama %65 olmakta, aynı zamanda biyogaz oluşumu da klasik sisteme oranla %30-%40 artış göstermektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Weemaes ve diğ.(2000) yaptığı bir çalışmada anaerobik çürüme öncesinde ön arıtma prosesi olarak 0,1 g O_3 /g KOI ozon dozu kullanmış ve bu uygulama sonrasında çözünebilir KOI değeri ham AÇ 'na oranla % 29±6 oranında artmıştır. Ham arıtma çamurunun anaerobik çürütülmesi ile elde edilen metan üretim verimi %33-41 iken ozonla ön arıtım sonrasında anaerobik çürütücüye verilen AÇ 'nin metan üretim verimi %45-51 olarak belirlenmiştir. Zhang ve diğ.(2010) yaptığı çalışmada çamur parçalanması için en uygun ozon dozunun 50 mg O_3 /g KM olduğunu belirtmiş, bu uygulamada dezentegrasyon derecesi %46,7

olarak bulunmuştur. 50 mgO₃/gKM ozon dozu ile, askıda katı madde ve uçucu askıda katı madde konsantrasyonları sırasıyla %49,1 ve %45,7 oranında azalarak çamur katılarının indirgenmesine neden olmuştur. Besze'des ve diğ. (2009) ozonlama işleminde, çamurun anaerobik çürütme prosesinde bekletilme süresinin ve çürütmenin adaptasyon süresinin azaltılması ile çamurun ayrıştırılma verimini yükseltilebileceğini de göstermiştir.

Weemaes ve diğ. (2000) çalışmalarında anaerobik çürüme yapılmadan önce ön arıtma prosesi olarak 0,1 g O₃/g KOİ ozon dozunu kullanmışlar ve çözünebilir KOİ değerinin ham çamura göre %29±6 oranında arttığını gözlemlemişlerdir. Ham çamur anaerobik çürütücülerde bekletildiğinde elde edilen metan üretim verimi %33-41 oranında iken, çamurun ozon ile ön arıtmadan sonra anaerobik çürütülmesi ile elde edilen metan üretim verimi %45-51 olarak belirlenmiştir.

Young ve diğ. (2003) çamurun stabilizasyonu ve şartlandırılması için çamuru ozonlamanın fizibilitesini değerlendirmişlerdir. Bu çalışmada, 1 m³ lük kapasiteye sahip pilot ölçekli ozon reaktörleri atıksu arıtma tesisine inşa edilmiştir ve 150 g O₃/m³ ozon konsantrasyonu kullanılmıştır. Dozlanan ozon konsantrasyonunun artması ile pH değeri düşmekte ve zeta potansiyeli ise artmaktadır. Çamurun ozonlanması ile çamurun kütsel ve hacimsel giderimi sağlanmış ve oluşan çamur kekinin %80 oranında susuzlaştırılabildiği gözlemlenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, çamurun ozonlanması, küçük ve orta ölçekli atıksu arıtma tesisleri için uygun maliyetli bir arıtma yöntemidir.

Paul ve Debellefontaine (2007) ozonlamanın ön arıtma olarak kullanılması durumunda çamur miktarındaki azalmanın etkisini araştırmış ve oluşan çamurun ozonlanması sonucunda ayrıştırılabilir kısmı arıtıldıktan sonra biyolojik arıtmaya geri verilmesi ile çamur miktarının azaltılabileceğini belirtmişlerdir. Bu çalışma kapsamında, oluşan fazla çamurun çökme özelliklerinde de bir iyileşmenin olduğu belirtilmiş ve çamur hacim indeksi 300mL'den 100mL'nin altına düşürülmüştür. Oluşan fazla çamur miktarındaki azalmanın artan ozon dozları ile arttığı, 0,04 gO₃/gKOİ_{giderilen} ozon dozunda %60 çamur giderimi elde edilirken, 0,07 veya 0,08 gO₃/gKOİ_{giderilen} ozon dozunda çamurun %100'e yakın giderildiği belirlenmiştir. Ancak 0,01 gO₃/gKOİ_{ozon} dozundan sonra biyokütle aktivitesinin azaldığı gözlenmiştir. Artan ozon dozları ile KOİ çözünürlüğü artarken, yüksek ozon dozlarının (>0,01 gO₃/gKOİ) biyolojik arıtma öncesi uygulanmasının uçucu katı maddenin katı maddeye (UKM/KM) oranını düşürdüğü görülmüştür.

Zhao ve diğ. (2007) tarafından ozonlamanın aktif çamurun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerine etkisi araştırılmıştır. Ozonlama 0,1 m³/saat bir debide ve 14-17 mg/L ozon

konsantrasyonunda yapılmış ve ozon dozu bir gram uçucu askıda katı madde (UAKM) başına 0-0,2 gO₃/gUAKM aralığında tutulmuştur. 0,02 gO₃/gUAKM ozon konsantrasyonundan daha düşük ozon dozlarında, çamurun AKM ve UAKM konsantrasyonunda bir değişim gözlenmezken, 0,04 gO₃/gUAKM ozon dozunda askıda katı maddenin UAKM'ye (AKM/UAKM) oranı 0,8'den 0,45'e düşmüştür. 0,08 gO₃/gUAKM ozon dozunda ise çamurun AKM'si %34, UAKM'si %67 oranında azalmıştır. Elektron taşınma sistemi ile çamur aktivitesi incelendiğinde, 0,04 gO₃/gUAKM'dan düşük ozon dozlarında çamur aktivitesinin bir miktar arttığı ancak 0,04-0,06 gO₃/gUAKM ozon dozunda hızlı bir şekilde düştüğü belirlenmiştir. Düşük dozlardaki ozon flokların ortasındaki bakterilerin oksijene ulaşmasını sağlayarak aktiviteyi artırırken, yüksek dozlardaki ozon oksitleyici özelliği sebebiyle bakterilerin inhibisyonuna neden olmuştur. 0,04 gO₃/gUAKM ozon dozundan sonra çamur flokları tamamen dezentegre olmuş ve çamur özellikleri tamamen değişmiştir. Ozon dozunun artması çamurun çökeltme özelliğini ve çamurdaki su miktarını pozitif yönde etkilerken, çamurun filtre edilebilirliğini negatif yönde etkilemiştir. Ozonlama ile çamur floklarının ve hücrelerinin parçalanması ile hem hücre içi hem de hücre dışı organik bileşikler açığa çıkmıştır.

Chu ve diğ. (2008) mikro kabarcıklı ozonlama yöntemi ile çamur çözünürlüğünün artırılmasını araştırmış ve bu sistemin verimi geleneksel kabarcıklı ozonlama sistemi ile karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. 80 dakika temas süresinde mikro kabarcıklı sistemde ozon kullanım verimi %99 artarken, kabarcıklı sistemde zaman içinde %94'ten %72'ye düşmüştür. Mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesinin hızı mikro kabarcıklı sistemde daha yüksek olup 0,02 gO₃/gAKM ozon dozu ile mikroorganizmaların %80'i etkisizleştirilmiştir. Bu değer kabarcıklı sistemde %50 seviyelerinde kalmıştır. Mikro kabarcıklı sistemde mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesi sonucunda Oksijen Tüketim Hızı (OTH) 40 dakika temas süresi sonunda sıfırlanmıştır. Kabarcıklı ve mikro kabarcıklı sistem karşılaştırıldığında aynı ozon dozu için mikro kabarcıklı ozonlama sisteminde 2 kattan daha fazla KOİ ve toplam azot açığa çıkarken, 8 kat daha fazla toplam fosfor salınımı gözlenmiştir. 0,06-0,16 gO₃/gAKM ozon dozunda çözünmüş KOİ, mikro katılar, minerilizasyon ve kalıntı sırasıyla %15-31, %25-34, %16-21 ve %43-15 olarak elde edilmiştir.

Moussavi ve diğ. (2008) tarafından farklı ozon dozları uygulanarak ozonlamanın çamur stabilizasyonunu etkisi araştırılmıştır. 0,125-2 gO₃/g indirgenmiş KM ozon dozlarında çamurun KM konsantrasyonu %15,4-80,7, AKM konsantrasyonu %8,3-47,9 UKM konsantrasyonu ise %5,8-45,9 azalmıştır. Ozonlama sonucunda çamurun çökeltme özelliği de iyileşmiş olup ozonlanmamış çamurdaki 950 mL/L değerindeki hamur hacim indeksi değeri 1 gO₃/g KM ozon

dozu ile 254 mL/L'ye düşürülmüştür. Yapılan çalışmada ozonlamanın çamur çökeltme özelliklerindeki iyileştirici etkisinin, çamur hacmindeki azalmaya neden olduğu ve ozonlamanın uygun bir yöntem olduğu sonucuna varılmıştır.

Mines ve diğ. (2008) aerobik çürütme ve ozonlama kullanarak aktif çamurun arıtılması üzerine yaptıkları çalışmada havalandırılmış çamur ve ozonlanmış çamur kullanılarak iki ayrı reaktör oluşturulmuştur. Ozonlanmış çamurun kullanıldığı reaktörde %56, aerobik çürütmenin yapıldığı reaktörde ise %35 TS giderimi elde edilmiştir. Bu sonuca göre, giderim bakımından ozonlama işleminin havalandırma işlemine göre daha etkin bir yöntem olduğu kanıtlanmıştır. Çamurun spesifik oksijen alma kapasitesi, EPA standardının (1,5 mg O₂/hr-g TS) altında bulunduğu için çamurun kolayca stabilize edildiği anlaşılmaktadır. Yapılan çalışmanın sonuçları, anaerobik çürütmede toplam kimyasal oksijen ihtiyacının giderimini %30'dan %40'a yükselttiğini ve ozonlanmış reaktörde ise bu giderimin %57'den %58'e çıkartıldığını göstermiştir.

Nagare ve diğ. (2008) tarafından atıksu arıtma tesislerinde oluşan fazla çamurun fosfor giderme verimini etkilemeden ozonlama yöntemi ile azaltılması araştırılmıştır. Kullanılan sistem, konvansiyonel anaerobik/anoksik (A/O) fosfor giderimi, çamur ozonlaması ve fosfor geri kazanımı için kristalizasyon işlemlerinin kombinasyonudur. Çözünürlük derecesi 2,4-5,8 gAKM/gO₃ ve 4,1-7,7 gKOİ/gO₃ olarak elde edilmiş, 0,3 çözünürlük derecesinde yaklaşık %80-90 oranında çözünmüş organik madde biyolojik olarak ayrıştırılmıştır. Fazla çamur miktarı %93 azalırken, çözünmüş BOİ neredeyse tamamen giderilmiş, ve %80'in üzerinde fosfor giderim verimi elde edilmiştir. Ozonlama işleminin başında biyolojik ayrıştırılabilirlik 0,9 civarlarında çıkarsa da, 0,3 çözünürlük derecesinden sonra ozonlama ilerledikçe ayrıştırılabilirlik azalmıştır.

Beszedes ve diğ. (2009) tarafından ozon ve mikrodalga arıtma teknikleri ile çamurda üretilen biyogazın miktarının belirlenmesi üzerine gerçekleştirilen çalışmada, çamura ozonlama işlemi 30 ve 60 dakika boyunca uygulanmış ve bu uygulanan ozon konsantrasyonu 32 mg/dm³ olarak belirlenmiştir. Mikrodalga arıtma ise 250 W gücünde ve 2,45 GHz frekansta uygulanmıştır. 30 dakika boyunca çamurun ozonlanması ile mikrodalga arıtmanın uygulanması kimyasal oksijen ihtiyacını aynı oranda azaltmaktadır. 30 dakikalık ozonla arıtma sonucunda, biyolojik olarak parçalanabilirlik %24'ten %62'ye çıkmıştır. 30 dakikalık ozonla arıtmanın devam ettirilmesi durumunda biyolojik olarak arıtılabilirlik %90'nın üzerine çıkmıştır. Mikrodalga ve ozonla arıtım işlemlerinin birlikte uygulanması durumunda biyolojik olarak parçalanabilirlik değeri %100'e yakın olarak belirlenmiş, spesifik gaz üretimi 10 kat artmıştır. Çalışmada, biyolojik

olarak parçalanabilirlik, biyogaz üretimi ve enerji açısından en uygun maliyetli arıtma, 30 dakika ve pH 2’de mikrodalga ve ozonla arıtımın birlikte uygulanması ile elde edilmiştir.

Zhang ve diğ. (2009b) tarafından ozonlama prosesi ile çamur dezentegrasyonu ve üst faz suyunun karakteristik değişimleri araştırılmıştır. Ozonlama prosesinin çamuru çözüldürdüğü ve en önemli etkisinin mikroorganizma hücrelerini parçalaması olduğu belirtilmiştir. Optimum ozon işletmesinin 50 mgO₃/gKM ozon dozunda 105 dakika sürede olduğu ve bu optimum işletmede AKM konsantrasyonunun %49,1 ve UAKM konsantrasyonunun %45,7 azalmış olduğu, üst faz suyunda ise çözülmüş KOİ, toplam azot, toplam fosfor, protein, polisakkarit ve DNA değerlerinin sırasıyla %699, %169, %2379, %602, %528 ve %556 arttığı bulunmuştur. Çamur dezentegrasyon derecesinin %46,7’ye ulaştığı, çamur biyolojik aktivitesinin %80 azaldığı fakat çamur partikül dağılımının sabit kaldığı bildirilmiştir. Analiz sonuçlarına göre ozonun hücre çözünürlüğüne etkisi olduğu ancak flok parçalanmasına daha az seviyede neden olduğu, ana mekanizmanın mikroorganizmaların bozunması olduğu bildirilmiştir. Fazla ozon dozlarının ve uzun sürelerin ise çözünmemiş organiklerin mineralizasyonuna sebep olmasından dolayı kaçınılması gerektiği belirtilmiştir.

Erden ve diğ. (2010) tarafından ozon oksidasyonu ve ultrasonik arıtmanın biyolojik çamur üzerine etkisi araştırılmıştır. Çalışmada en yüksek dezentegrasyon derecesi (%51,1) 0,1 g O₃/g KM ozon dozunda elde edilmiş, ultrasonik arıtma için 9690 kJ/kg KM spesifik enerji ve ozonlama için 0,1 g O₃/kg KM ozon dozu kullanılarak ön arıtma yapılarak bu iki ön arıtmanın aerobik çamur çürütmeye etkisi araştırılmıştır. 30 günlük aerobik arıtma işletimi sonrasında ham çamur, ozon ön arıtımı uygulanmış çamur ve ultrasonik ön arıtım uygulanmış çamur için sırasıyla katı madde miktarının %15,2; %30,5 ve %26,5, uçucu madde miktarının ise %22,8; %34,1 ve %36 azaldığı gözlenmiştir. En yüksek uçucu madde gideriminin ve protein parçalanmasının ultrasonik arıtma ile sağlandığı vurgulanmıştır. Ayrıca dezentegre olmuş çamurun arıtımında kontrol reaktörüne göre yüksek bakteri aktivitesi ve yüksek UAKM/AKM oranı elde edilmiştir. Aerobik arıtmadan önce uygulanan ozonlama, çamurun süzülebilirliğini etkilemese de ultrasonik arıtma çamurun susuzlaştırma direncini arttırmıştır. Bu çalışmada, mezofilik koşullarda uygulanan anareobik parçalanabilirlik testleri dezentegre edilmiş çamurun ham çamura oranla %25 daha fazla metan gazı oluşumuna olanak sağlayacağını göstermiştir.

Kianmehr (2010) tarafından ozon ve sonikasyon ön arıtım uygulamasının aktif çamur karakterine ve anaerobik çürütmeye etkisi araştırılmıştır. Aktif çamur prosesi 4 farklı hidrolik bekleme süresinde (HRT) (9,3 saat, 1,95 gün, 7 gün ve 15 gün) ve sonikasyon işlemi 4 farklı sonikasyon süresinde (5, 10, 25 ve 45 dakika), 4 farklı ultrasonik enerjide (1111, 2222, 5555 ve

9999 kJ/L) işletilmiştir. Ozon işlemi ise 10 volt güçte 7,08 L/dak gaz akımında, 14666 ppm ozon konsantrasyonunda (ağırlık olarak) ve 0,1249 gO₃/dak. ozon akımında işletilmiştir. Sonikasyon işlemi ile 1,95 gün HRT'de uçucu madde ve KOİ çözülmüş fraksiyonu yaklaşık %48 iken, 15 gün HRT'de yaklaşık %60 civarındadır. Sonikasyon işleminde ozon işlemine göre daha fazla katı çözünürlüğü elde edilmiştir. Ozon ön arıtımı sonrasında yapılan Biyometan Potansiyeli (BMP) testlerine göre ise ozonun etkisinin çamur bekleme süresine ve ozon dozuna bağlı olduğu vurgulanmıştır. 1,95 gün çamur bekletme süresinde arıtılabilirlik %39,7'den %41,1'e yükselirken, 7 gün çamur bekletme süresinde %32,2'den %32,7'ye; 15 gün çamur bekletme süresinde ise %31,8'den %39'a artmıştır. Ozonlama prosesinde çözülmüş KOİ fraksiyonu 15 gün çamur bekleme süresinde 1,95 gün çamur bekleme süresine göre daha az olmasına rağmen, yüksek biyolojik ayrışabilirlik yüksek ozon dozu ve uzun çamur bekletme süresinde elde edilmiştir.

Lee ve diğ. (2010a) tarafından katalitik ozon işlemi ile çamur giderimi ve sistem optimizasyonu araştırılmıştır. Çalışmada Mn²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺ ve Al³⁺ olmak üzere 5 farklı iyon, 5 farklı kataliz konsantrasyonu (0, 5, 10, 15 ve 20 mg/gKM) ve 6 farklı ozon dozu (0,05; 0,1; 0,2; 0,4; 0,6 ve 1,0 g/gKM) uygulanmıştır. 0,2 gO₃/gKM ozon dozunda katı madde giderim yüzdesi Mn²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺ ve Al³⁺ iyonları için sırasıyla %55, %40, %29, %47 ve %36 olarak elde edilmiştir. Metal katalizörü olmadan sadece ozonlama ile ise % 27 katı madde giderimi gerçekleşmiştir. En yüksek verim elde edilen Mn²⁺ iyonu için farklı kataliz konsantrasyonları ve ozon dozları incelendiğinde ise kullanılan katalizör başına en yüksek katı madde giderimi 0,2gO₃/gKM ozon dozunda ve 10 mg Mn²⁺/gKM konsantrasyonunda 177 mg AKM/mg Mn²⁺ olarak elde edilmiştir. Maliyet analiz değerlendirmesi yapıldığında ise minimum arıtım maliyetinin 2,87\$ olarak 12,8 g Mn²⁺ ve 0,5 g O₃ ilavesi ile gerçekleştiği ve optimizasyondan sonra çamur arıtım maliyetinin yaklaşık %30 azaldığı belirtilmiştir.

Salsabil ve diğ. (2010) çamuru ozonla oksitlemenin, anaerobik çürütme performansı üzerindeki etkilerini çamurun çözünmesi bakımından incelemiştir. Çalışmada, anaerobik çürütmeden önce 0,1 g O₃/g TS miktarda ozonun kullanılması ile 55 günlük operasyon sonunda çamurda %71 oranında toplam askıda katı maddelerin giderimi elde edilmiştir.

Muz ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada kesikli ozonlama yöntemi ile çamur miktarındaki azalma araştırılmıştır. Çalışmada çamura 2, 3, 4 ve 6 dakikalık sürelerle ozonlama yapılmış, daha sonra çamur 24 saat süreyle çalkalayıcıda bekletilmiştir. İlk üç gün için 4 ve 6 dakikalık ozonlamanın UKM, KM ve KOİ giderimi açısından birbirine çok yakın sonuçlar verdiği görülmüştür. Ancak stabilizasyon için 6 dakika ozonlama daha verimli olduğundan, ilk

üç gün için 4 dakikalık ozonlamanın ardından 4. gün 6 dakikalık ozonlama yapılması önerilmektedir. Uygulanan kesikli ozonlama sonucunda standart çamur çürütmede %40-50 civarındaki çamur azalımı %80'in üzerine çıkmış ve reaksiyon süresi 20-30 günden 4 güne inmiştir. Ozon ön arıtmalı çürütülmüş çamurda yapılan koli basili analizleri neticesinde çamurdaki koli basillerinin bu süre içerisinde tamamen öldüğü görülmüştür. Ayrıca, ozon ön arıtmalı aerobik arıtmanın sonucunda önemli bir fosfor salınımına da rastlanmamıştır.

Xu ve diğ. (2010) tarafından atık aktif çamurun ön arıtımı için ultrasonik ve ozonlama yöntemlerinin birlikte kullanılmasının çözünürlüğe ve anaerobik biyodegradasyona etkisi araştırılmıştır. 60 dakika reaksiyon süresinde çözünmüş KOİ konsantrasyonu ultrasonik arıtım sonrasında 797 mg/L, ozon arıtımı sonrasında 2347 mg/L ve 60 dakikalık ozonlamayı takiben 60 dakikalık ultrasonik arıtım sonrasında 2483 mg/L, ultrason-ozon birlikte kullanılarak arıtım sonrasında ise çözünmüş KOİ konsantrasyonu 3341 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu da ozon ve ultrasonik arıtmanın beraber kullanımının sinerjistik bir etkisi olduğunu ortaya koymuştur. Elde edilen sonuçlara göre; sıcaklığın, O₃ dozunun, ultrasonik enerji yoğunluğunun ve yüksek pH'ın çamurun dezentegrasyonuna pozitif bir etkisi olduğu görülmüştür. Ultrasonik-ozon birlikte arıtımı işletme koşulları incelendiğinde, pH 6,8; 8,1; 10,0; 11,1 ve 12,4 için çözünmüş KOİ yüzdeleri sırasıyla 30 dakikalık reaksiyonda %11,99; %21,34; %27,58 ve %30,01; 60 dakikalık reaksiyon sonunda ise %17,02; %25,99; %32,35; %34,25 ve %36,59 olarak bulunmuştur. Ultrasonik-ozon arıtım prosesinde pH 6,8'den 5,21'e düştüğünde uçucu yağ asitleri (UYA) konsantrasyonunun da 61,35 mg/L'den 111,96 mg/L'ye yükseldiği görülmüştür. Metan üretim potansiyelleri incelendiğinde ise 120 dakikalık ultrasonik-ozon arıtımında 30 ve 45 dakikalık reaksiyon sürelerine göre daha düşük metan üretilmiş ve optimum reaksiyon süresinin 30 dakika olduğu belirtilmiştir.

Çamurdaki mikrokirleticilerin ileri oksidasyon prosesleri ile ön arıtımı:

Yapılan çeşitli araştırmalar endokrin yıkıcı maddeler, ilaçlar ve kişisel bakım ürünlerinin kentsel atıksuyuda içeren birçok çevresel matrikste ölçülebilir konsantrasyonlarda bulunduğunu göstermektedir (Halling-Sorensen ve diğ., 1998; Karcı ve Balcıoğlu, 2009; Kümmerer, 2009; Cengiz ve diğ.,2010). Son yıllarda yapılan çalışmalar ise mevcut arıtma yöntemlerinin bu kirleticilerin giderimde yetersiz kalması ile kirleticiler özelliklerine bağlı olarak arıtılmış atıksuya ve arıtma çamuruna taşınmalarına neden olduğu saptanmıştır (Radjenovic ve diğ.,2009a). Ülkemizde toprak ve hayvan gübresinde ilaçların varlığı ile ilgili çalışmalar (Balcıoğlu ve diğ., 2007a ve 2007b,) yapılmasına karşılık gerek atıksuda gerekse arıtma çamurunda bilginiz dahilinde herhangi bir çalışma gerçekleştirilmemiştir.

İlaçların fizikokimyasal özellikleri arıtma tesislerindeki kaderlerini belirleyen önemli bir parametre olmasına rağmen atığın kompozisyonuna bağlı olarak önemli farklılıkların oluşmasına neden olabilir. Joss ve diğ. (2005) $K_d > 300 \text{ L kg}^{-1}$ olan kirleticilerin çamura adsorbe olurken $K_d < 300 \text{ L kg}^{-1}$, olanların arıtılmış atıksuda kaldıklarını saptamıştır.

Gerek atıksuyun gerekse arıtma çamurunun kompleks yapısı organik kirleticilerin saptanması için yeni metodların geliştirmesinin gerektirdiği açıktır (Gobel ve diğ., 2005; Radjenovic ve diğ., 2009b). Sözkonusu kirleticilerden ilaçların çevre ve toplum sağlığına etkiler henüz kesinlik kazanmamakla birlikte oluşturacağı riskler gözönüne alınarak (Kümmerer, 2009) atıksu ve suda ön arıtma yöntemleri ile ilgili çalışmalar hız kazanmıştır (Balcıoğlu ve Ötker, 2002; Balcıoğlu ve Ötker, 2003; Balcıoğlu ve Ötker, 2004; Balcıoğlu ve Ötker, 2008; Balcıoğlu, 2007; Ötker ve Balcıoğlu, 2005; Huber ve diğ., 2005; Ikehata ve diğ., 2006; Uslu ve Balcıoğlu, 2008a ve 2008b; Uslu ve Balcıoğlu, 2009a ve 2009b; Yalap ve Balcıolu, 2009). Avrupa Birliğine üye ülkeler, birliğe üye olamayan Avrupa ülkeleri ve birliğe aday ülkelerde hâlihazırda kentsel arıtma çamurları için hazırlanan yönetmelikler sadece birkaç organik kirletici ile sınırlıdır. Yeni bir kirletici sınıfı olarak değerlendirilen ilaçların atıksu, su ve çamurda oldukça düşük konsantrasyonda olmalarına rağmen toksik etkileri, enzim inhibisyonu, bitki büyümesinin azalması ve en önemlisi antibiyotik direnci oluşması gibi olumsuz etkileri (Batchelder, 1982; Halling-Sorensen ve diğ., 1998; Hirsch ve diğ., 1999; Smith ve diğ., 1999; Halling-Sorensen ve diğ., 2000a; Halling-Sorensen, 2000b; Boxall ve diğ., 2003; Lalumera ve diğ., 2004) nedeniyle bu matrikslerden giderimleri önem taşımaktadır. EU, ABD ve Türkiye’de son yıllarda başlatılan bir çok proje (örneğin: EU 2001; Balcıoğlu ve diğ., 2007a ve 2007b; Balcıoğlu ve Ötker, 2007; Balcıoğlu, 2007; Balcıoğlu ve Uslu, 2007; Müller ve diğ., 2007; Balcıoğlu ve diğ., 2009) bu kirleticiler için veri toplanması ve uygun atık yönetim metodlarının geliştirilmesi ile risklerin minimizasyonunu hedeflenmiştir. İlaçlar içinde antibiyotiklerin gerek çevrede gerekse arıtma proseslerinde dirençli mikroorganizma kirliliğinden oluşan bir başka kirletici grubuna dönüşerek kirlilik problemin önemini artırabilirler (Balcıoğlu ve diğ., 2009; Kümmerer, 2009).

Antibiyotiklerin kirletici olarak varlığı doğal olarak gelişen mikroorganizma direncinin yaygınlaşmasının bir nedeni olabilir. Antibiyotiklerin hayvan yetiştiriciliğinden kaynaklanan gübrede ve atıksudaki antibiyotiklerin gideriminde ozon ve Fenton oksidasyonu ile elde edilen ümit verici çalışmalar nedeniyle bu yöntemlerin kentsel arıtma çamuruna uygulanması araştırılması önem kazanmaktadır.

Balcioğlu ve Ötker (2003) yaptıkları çalışmada farklı antibiyotikler içeren atıksuların ozonlama yöntemi ile biyoçözünabilirliğini arttırmayı amaçlamışlardır. Ozonlama işleminin verimliliğini değerlendirmek için toplam organik karbon, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyokimyasal oksijen ihtiyacı ve aromatik içerik parametreleri test edilmiştir. Çalışmanın sonucunda, doğal pH seviyelerinde ozonlama yöntemi kullanılarak antibiyotiklerin atıksulardan giderilmesinin etkili bir yöntem olduğu belirlenmiştir. Ozonlama esnasında hidrojen peroksit eklenmesinin antibiyotik ve kimyasal oksijen ihtiyacı gideriminde neredeyse %100 verimli olduğu gözlenmiştir. Ozonlama uygulanması ile tüm atıksuların biyoçözünürlüklerinin (BOİ/KOİ) arttığı belirlenmiştir.

Yu ve diğ. (2009) uzatılmış çamur yaşı biyolojik prosesi kullanarak dört farklı antibiyotiğin (sülfametoksazol, sülfadimetoksin, sülfametazine ve trimethoprim) ve dört farklı steroid olmayan antiinflamatuar ilaçların (acetaminofen, ibuprofen, ketoprofen ve naproksen) giderimini araştırmışlardır. Biyolojik sistemin çamur yaşı 200 günden fazla, hidrolik bekletme süresi ise 12 saat olarak belirlenmiştir. Çalışmanın sonucunda, antibiyotiklerin giderim verimliliğinin giriş konsantrasyonuna bağlı olduğu tespit edilmiştir. İbuprofen haricinde, artan giriş konsantrasyonu ile giderim verimliliğinin azaldığı belirlenmiştir. 5 µg/L giriş konsantrasyonuna sahip sülfametoksazol, sülfadimetozine ve sülfamethazine için giderim verimliliği sırasıyla %86, %91 ve %64 olurken, konsantrasyon 1 µg/L olduğunda verimlilik %91, %93 ve %75 olarak ölçülmüştür. Aynı kirleticiler için giriş konsantrasyonu 10 µg/L olduğunda ise giderim verimliliği %76, %66 ve %46 olmuştur. Yazarlar, bu düşüşü kuru çamur/antibiyotik giriş konsantrasyonu arasındaki oranın düşük olması ile ilişkilendirmektedirler. Asetaminophen ve ibuprofen ise sırasıyla 100 µg/L'de %94 ve %97, 1 µg/L'de %100 ve %100, 5 µg/L'de %99 ve %99 verimlilikleri elde edilmiştir.

Jeong ve diğ. (2010) yaptıkları çalışmada hidroksil ve solvent elektron reaksiyonları ile dört farklı tetrasiklinin parçalanmasını hedeflemişlerdir. Çalışmadaki ilk amaç reaksiyonların hız sabitlerinin belirlenmesi olmuştur ve hidroksil ile hız sabitleri tetrasiklin, klortetrasiklin, oksitetrasiklin ve doksitetrasiklin için sırasıyla $6,3 \times 10^9$, $5,2 \times 10^9$, $5,6 \times 10^9$ ve $7,6 \times 10^9$ M/s, solvent elektron ile $2,2 \times 10^9$, $1,3 \times 10^9$, $1,3 \times 10^9$ ve $2,5 \times 10^9$ M/s olarak belirlenmiştir. Hidroksil reaksiyonu ile dört farklı tetrasiklinin giderim verimlilikleri %32 ila %60 arasında değişirken, solvent elektron reaksiyonu verimlilikleri %15-%29 arasında değişmiştir. Bunun yanı sıra solvent elektron reaksiyonu ile giderilen klortetrasiklin, diğer tetrasiklinlerle yakın hız sabitine sahip olmasına rağmen, %97'yi aşan giderim verimliliğine ulaşmıştır. Yazarlar, tetrasiklinlerin ileri oksidasyon metodu ile giderilmesi çalışmalarının daha iyi değerlendirilmesi için, reaksiyon

hızlarının, reaksiyon verimliliklerinin ve yıkım mekanizmalarının daha iyi anlaşılması gerektiğinin altını çizmişlerdir.

5.4.1.3. Asidik-Bazik Çamur Dezentegrasyonu

Asidik ön arıtma, kimyasal ön arıtım metotları içinde en az kullanılan bir metottur ve bu ön arıtım metodunda pH değeri, çamurun ayrıştırılma derecesi ve susuzlaştırılabilme özelliği üzerinde önemli bir rol oynamaktadır (Apul ve diğ., 2009).

Bazik ortam koşulları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamakta (Everett, 1973); çamur çürütme işleminden önce uygulandığında hidroliz aşamasını hızlandırmakta ve çürüme işleminin performansını arttırmaktadır (Lin ve diğ., 1997; Kim ve diğ., 2003). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'nin kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan ve diğ., 1989).

Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu kimyasal parçalanma ve hidroksil gruplarının iyonlaşması olmak üzere iki önemli mekanizmanın etkisi ile gerçekleşmektedir (Neyens, 2004). Yüksek pH değerleri bakteri yüzeyindeki negatif yükü arttırmakta; negatif yüklü yüzey hücre dışı polimerik maddelerin çözünmesine neden olan büyük bir elektrostatik itme gücü yaratmaktadır (Katsiris and Kouzeli-Katsiri, 1987). NaOH, KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ birçok araştırmacı tarafından dezentegrasyon amacıyla kullanılmış olup; sonuçlar NaOH kullanılarak yapılan dezentegrasyon işleminin diğer kimyasallara kıyasla daha etkili olduğunu göstermiştir (Kim ve diğ., 2003; Li ve diğ., 2008; Yiyang ve diğ., 2009). Birçok araştırmacı bazik ortamda çamur dezentegrasyonunun 0.5 saatlik bir hızlı parçalanma ve sonrasında devam eden bir yavaş parçalanma olmak üzere iki aşamadan oluştuğunu vurgulamışlardır (Navia ve diğ., 2002; Cai ve diğ., 2004; Xiao and Liu, 2006; Li ve diğ., 2008). Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde NaOH'in katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Lin ve diğ., 1995; Huang, 1995; Yoshio ve diğ., 1997). Li ve diğ.(2008) tarafından yürütülen çalışmada, 0,05 mol NaOH/L uygulamasıyla, 24 saatlik toplam arıtma süresinin ilk 0,5 saatlik bölümünde çamur içeriğindeki organik maddenin %61-70 oranında çözüldüğünü belirtmişlerdir. Bunun yanı sıra atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünebilir KOİ değerinde artışa neden olmaktadır (Chang ve diğ., 2002).

Bilindiği gibi çözünebilir KOİ artışı çamurun dezentegrasyon derecesinin bir göstergesidir. Ray ve diğ.(1990) farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerini farklı alıkonma süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çürütücüye vererek 35°C sıcaklıkta yürüttükleri çalışmada, NaOH ile ön arıtma işleminin bazik ortamda arıtmaya tabi tutulmayan çamura oranla organik madde indirgenmesini ortalama %25-35, gaz üretimini ise ortalama %29-112 aralığında arttırdığını ifade etmişlerdir. Apul ve diğ. (2007) baz kullanarak çamurun pH değerini 10; 11; 12; 12,5'a ayarlamışlar ve AÇ özelliklerini değerlendirmişlerdir. Çalışılan bütün ön arıtım metotları çözünmüş organik madde miktarını arttırmış, buna bağlı olarak biyogaz miktarı da artmıştır. Bazik ortamda çamur dezentegrasyonunun termal dezentegrasyon (Vlyssides and Karlis, 2004; Doğan ve Sanin, 2009) ve ultrasonik ön arıtma işlemi (Yiying ve diğ., 2009; Kim ve diğ., 2010) ile kombine olarak kullanıldığı çalışmalar bulunmakta olup; kombine dezentegrasyon yöntemlerinin bazik ortamda çamur dezentegrasyonunun tek başına kullanıldığı çalışmalara göre daha yüksek dezentegrasyon derecelerine olanak verdiği belirlenmiştir.

Apul ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada asidik ön arıtım (pH: 1,5, 2,5 ve 4,5), bazik ön arıtım (pH: 10; 11; 12; 12,5), mikrodalga (MD) kullanılarak termal ön arıtım ve MD ve bazik arıtımı birleştirerek de termo-kimyasal ön arıtım incelenmiş ve bu metotların çamurun fiziksel yapısına etkisi araştırılmıştır. Çalışmalarda uygulanan arıtma yöntemlerinin tümünün kısmen ya da tamamen mikrobiyal aktiviteyi bitirdiği gözlenmiştir. Çözünmüş KOİ değerlerinde kontrol sistemine kıyasla pH 1,5; 2,5 ve 4,5 için sırayla %800, %450 ve %300 artış gözlenmiştir. pH 10, 11, 12 ve 12,5 için çözünmüş KOİ konsantrasyonlarında sırayla %1600, %3000, %3500 ve %5300 artış, sadece MD, MD+pH10, MD+pH11, MD+pH12 ve MD+pH12,5 için ise sırayla %3100, %3100, %4800, %6100 ve %6600 artış görülmüştür. Çalışılan bütün ön arıtım metotları çözünmüş organik madde miktarını arttırmış, pH 2,5 ve MD+alkali ön arıtmaları birleşimi dışında bütün yöntemler çamurun fiziksel stabilitesini ve susuzlaştırılabilmesini kötüleştirirken, pH 2,5 ve MD+alkali ön arıtımı birleşimi çamurun susuzlaştırılabilmesini kolaylaştırmıştır. Sonrasında anaerobik reaktörler kurularak BMP bakıldığında ise asidik ön arıtımın verimsiz olduğu görülürken diğer bütün metotlar biyometan üretim miktarını kontrol sistemlerine kıyasla arttırmayı başarmıştır. Ayrıca mikrodalga ve alkali ön arıtmalarının birbirleriyle sinerjistik olarak çalıştığı ve biyogaz üretimini arttırdığı görülmüştür.

Kim ve diğ. (2007) tarafından bazik arıtım (pH 9, 10 ve 11) ve gama ışınları (10, 20 ve 50 kGy) ile arıtımın aktif çamur çözünürlüğü ve hidrolizi üzerine etkisi araştırılmış ve pH 11'de bazik

arıtım ile askıda madde giderim verimi %20,9 iken, 50 kGy gama ışını ile %14,8 ve pH 11 bazik arıtım-20 kGy gama ışını birlikte uygulandığında ise %28,3 olarak elde edilmiştir. pH'ın 9'dan 11'e arttırılması ve gama ışını 1 kGyden 20 kGy şiddete arttırılması çözünmüş KOİ ve BOİ₅ konsantrasyonunun artmasına yol açmış ancak 20 kGy gama ışınından sonraki şiddetlerde BOİ₅ konsantrasyonunda bir değişim gözlenmemişken çözünmüş KOİ değeri artmaya devam etmiştir. pH:11'de gama ışını kullanılarak yapılan çalışmalarda çamur içindeki BOİ₅/KOİ oranı düşmüş olup bu sonucun ya ayrıştırılabilir maddelerin bazik ortamda gama ışınları ile mineralize olması ile ya da toplam katılardan ayrıştırılmaz çözünmüş KOİ oluşumunun, ayrıştırılmaz maddelerin ayrıştırılabilir maddelere dönüşümünden daha fazla olması ile açıklanabileceği düşünülmektedir. UYA konsantrasyonu incelendiğinde ise hem bazik arıtımda hem de gama ışını arıtımında asetik asit, propiyonik asit ve iso-butirik asit baskın olarak gözlenirken, bu uçucu yağ asitlerinin konsantrasyonlarının dağılımının gama ışını arıtımında iso-butirik asit > asetik asit > propiyonik asit, bazik arıtımda ise iso-butirik asit > propiyonik asit > asetik asit şeklinde olduğu görülmüştür.

Texier (2008) tarafından yapılan çalışmada, arıtma çamurlarının susuzlaştırılmasında asidifikasyon ön arıtımının etkisi araştırılmıştır. Çalışmanın ilk aşamasında pH'ı 7,5 olan çürümüş çamurun pH'ı sülfürik asit ilavesi ile 6,56; 5,91; 5,02 ve 3,55'e ayarlanmış ve filtre edilen çamurun sıvı fazında fosfat konsantrasyonu ölçülmüştür. Asit ilave edilmemiş çamurda çözünmüş fosfat (PO₄-P) konsantrasyonu 290 mg/L iken 10 dakika asidifikasyon işlemi sonunda tüm pH'larda çözünmüş fosfat konsantrasyonu artmaya başlamıştır. 60 dakika asidifikasyon çözünmüş fosfat konsantrasyonunu pH 3,55; 5,02; 5,91 ve 6,56'da sırasıyla 755 mg/L, 588 mg/L, 490 mg/L ve 362 mg/L'ye yükseltmiştir. Ayrıca, düşük pH'larda çürümüş çamur ile sülfürik asitin reaksiyona girmesi ile ortaya çıkan hava kabarcıklarından dolayı çamurun hacminin %40 civarında arttığı görülmüştür. Gerçek sistemlerde bu hacim artışının yaratacağı problemler ve çözünmüş fosfat konsantrasyonundaki artış göz önüne alındığında da sınır pH değerlerinden daha düşük pH'larda çalışılmaması gerekliliği ortaya çıkmaktadır. Çalışmanın ikinci kısmında farklı miktarlarda asit ilave edilmiş çamur, Kemira yöntemi ile önce filtrelenmiş daha sonra da basınç uygulanmış ve bu iki işlem sonrasında elde edilen kuru katı madde miktarı belirlenmiştir. Asit ilavesi ile pH'nın 6,8'e düşürülmesi, katı miktarını basınç uygulanmış ve filtrelenmiş çamur için sırasıyla %2,8 ve %8,3 arttırmıştır. Yapılan maliyet hesabı neticesinde asitlendirmenin maliyeti yaklaşık %5 düşürülebileceği ortaya konmuştur.

Liu ve diğ. (2008) termo-asit, termo-alkali, ultrasonik-alkali ve ultrasonik asit ön arıtma tekniklerini kullanarak atık aktif çamurda asitlemenin çözünme üzerindeki etkisini

araştırmışlardır. Çalışmada, termo-kimyasal ön arıtmada mikrobiyal hücreler 65-90 °C de, ultrasonik ön arıtma ise 28 kHz frekansta ve 60 dakika boyunca uygulanmıştır. Termo-alkali ve ultrasonik-alkali ön arıtma metodları, yüksek çamur konsantrasyonunda (%7,4 TK) atık aktif çamur çözünmesini arttırırken, termo-asit veya ultrasonik-asit metodları atık aktif çamurun hidrolizini sınırlamaktadır. Alkali ön arıtma, çamur hücrelerini parçalama açısından asidik ön arıtmaya göre oldukça etkili bir arıtma metodudur. Termo-alkali ve ultrasonik-alkali ön arıtma metodları, çamurların tane boyutları üzerinde daha etkilidir. Termo-alkali veya ultrasonik-alkali ön arıtma yöntemleri uygulandığında, toplam uçucu yağ asitleri 1,5 g/L, termo-asit ve ultrasonik-asit metodları uygulandığında ise bu değer 3,6 g/L olarak bulunmuştur.

Doğan ve Sanin (2009) tarafından bazik (NaOH kullanımı ile) ve mikrodalga (160°C) arıtmanın ayrı ve birlikte kullanılmasının ön arıtma olarak çamur dezentegrasyonu ve minimizasyonuna etkisi araştırılmıştır. Çözünmüş KOİ/toplam KOİ oranı kontrol setinde 0,005 iken pH 10, 11, 12 ve 12,5 değerlerinde mikrodalganın da kullanımı ile bu oran sırasıyla 0,18; 0,27; 0,34 ve 0,37 olarak bulunmuştur. Mikrodalga ve bazik arıtmanın beraber kullanımı sadece bazik arıtmada ortaya çıkan çamur susuzlaştırma özelliğinin bozulması problemini de ortadan kaldırmıştır. Kesikli anaerobik sistemlerde yapılan deneylerde mikrodalga+pH 12 ön arıtması sonucunda toplam gaz ve metan üretimi kontrol reaktörüne göre sırasıyla %16,3 ve %18,9 artmıştır. Aynı ön arıtma, 15 günlük çamur bekletme süreli yarı kesikli sistemlerde, 92 gün işletme sonunda kontrol reaktörüne göre toplam gaz ve metan üretiminde sırasıyla %43,5 ve %55 iyileşme sağlanmıştır. Toplam katı, uçucu katı ve toplam KOİ gideriminde ise %24,9; %35,4 ve %30,3 artış gözlenmiştir. Aynı zamanda arıtılmamış çamura kıyasla ön arıtılmış çamurun susuzlaşma özelliği de %22 artmıştır. Arıtılmış çamurun üst faz suyunda çözünmüş KOİ ve NH₃-N konsantrasyonları artmışken, PO₄-P konsantrasyonunda fazla değişim olmamıştır.

Hu ve diğ. (2009) tarafından aktif çamurun bazik ön arıtımının anaerobik arıtma verimine etkisi araştırılmıştır. Çalışmada NaOH'in çamurun çözünürlüğünü büyük ölçüde etkilediği ve yüksek pH değerlerinin KOİ ve protein çözünürlüğüne olumlu etkisi olduğu görülmüştür. pH 12'de KOİ çözünürlüğü yaklaşık %50'lere ulaşırken, çözünmüş KOİ konsantrasyonunun 200 mg/L değerinden 8000 mg/L değerine arttığı gözlenmiştir. Ancak pH≤9 ile yapılan ön arıtmanın ne KOİ ve protein çözünmesine ne de sonrasında uygulanan anaerobik arıtmaya bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir. Yüksek pH değerlerinde gerçekleştirilen bazik ön arıtma sonunda uygulanan anaerobik arıtmada daha iyi KOİ ve uçucu madde giderimi ve daha yüksek metan üretimi elde edilmiştir. 30 günlük anaerobik arıtma sonunda pH 9, 10, 11 ve 12'de ön arıtmaya

tabii tutulmuş çamurdaki metan üretimi kontrol reaktörüne göre sırasıyla %8,9; %12,5; %41 ve %89,2 artmıştır. En yüksek metan üretiminin olduğu pH:12 reaktöründe anaerobik arıtmanın başlangıcında bir hafta inhibisyon görülmüş olmasına rağmen 30 günlük arıtma sonrasında arıtılmamış çamura göre KOİ giderimi %33,7, uçucu madde giderimi ise %30,7 artmıştır.

Jin ve diğ. (2009) tarafından aktif çamurun bazik ve ultrasonik ön arıtılmasının aerobik çürüme işlemine etkisi araştırılmıştır. İki yöntemin birlikte kullanılması ile yapılan ön arıtma sonucunda salınan KOİ miktarının ultrasonik ve bazik ön arıtmaların tek başlarına kullanılmasından daha fazla olduğu görülmüştür. Birlikte arıtım prosesinde, bazik arıtmada NaOH kullanılması $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanımına göre daha fazla çamur çözünürlüğü sağlamıştır. 30 dakikalık bazik arıtmada 0,04 mol/L NaOH konsantrasyonu uygulandığında çamur dezentegrasyon derecesi yaklaşık %30 iken, 0,04 mol/L'den daha yüksek konsantrasyonlar uygulandığında çözünmüş KOİ konsantrasyonunun önemli derecede artmadığı görülmüştür. Ayrıca çamurun pH değerinin 12'yi geçmesinden dolayı 0,04 mol NaOH/L'den daha yüksek konsantrasyonların uygun olmadığı belirtilmiştir. En iyi arıtma koşulları düşük NaOH dozlu (100 g/kg kuru madde ya da 0,04mol/L) ve kısa süreli (30 dakika) bazik arıtma ve düşük spesifik enerjili (7500 kJ/kg kuru madde) ultrasonik arıtmanın beraber kullanımı olarak belirlenmiştir. Bu koşullardaki birlikte arıtma daha sonra gelen aerobik arıtmadaki organik madde giderimini % 38'den % 50,7'ye çıkarmış olup sadece ultrasonik arıtma ile % 42,5 ve sadece NaOH ile bazik arıtmada ise % 43,5 organik madde giderimi elde edilmiştir.

Kim ve diğ. (2009) tarafından hidrojen peroksit oksidasyonu ve bazik arıtmanın atık aktif çamur dezentegrasyonuna etkisi araştırılmıştır. Çalışmada hidrojen peroksitin farklı konsantrasyonları (0,4; 0,8; 1,2 ve 1,6 M) ve farklı pH (3, 5, 7, 9 ve 11) değerleri uygulanmıştır. Hidrojen peroksitin 0 M konsantrasyondan 1,6 M konsantrasyona artırılması ile %33 katı madde giderimi elde edilmiştir. Hidrojen peroksit oksidasyonu öncesi bazik arıtma (pH 11) uygulandığında katı madde giderimi %49'a yükselmesinin rağmen tek başına bazik arıtma katı madde gideriminde etkili olmamıştır. Aynı hidrojen peroksit dozlarında giriş pH değeri arıtım verimini etkilemekte olup pH'ın asidik ya da bazik olduğu durumlarda nötr ortama göre daha yüksek çözünür KOİ konsantrasyonu elde edilmiştir. Ham çamurun çözünmüş KOİ/toplam KOİ oranı %1,6 iken, hidrojen peroksit (1,6 M) oksidasyonu ile bu oran %54,7'e artmış ayrıca hidrojen peroksit öncesinde bazik arıtma (pH 11) uygulandığında ise hidrojen peroksit dozu 0 M'dan 1,6 M'a artmasıyla çözünmüş KOİ/toplam KOİ oranı %28,3'den %60,8'e artmıştır. En yüksek verimi sağlayan sistem olan hidrojen peroksit öncesinde pH:11'de bazik ön arıtma

uygulaması ile Çamur Hacim İndeksi (ÇHI) %66,7 artmış, çamur partikül çapı ise 34,5 µm'den 10,8 µm'ye düşmüştür.

Kim ve diğ. (2010) tarafından bazik (pH 8-13) ve ultrasonik (3750-45000 kJ/kgKM) arıtmaların ayrı ayrı ve birlikte evsel nitelikli arıtma çamuru dezentegrasyonunda ön arıtma olarak kullanımlarının etkisi araştırılmıştır. Ön arıtmalar ayrı olarak uygulandığında, bazik arıtmada çözünürlük pH 8'de %11,4 iken pH 13'e çıktığında %33,4'e ulaşmıştır. Ultrasonik arıtmada 25000 kJ/kg KM üzerindeki enerjilerde çözünürlük derecesindeki lineer artış azalmıştır. Bazik ve ultrasonik arıtmanın birlikte kullanımı ile çözünürlük derecesinin %50-70'lere çıkarılması mümkün olup ultrasonik arıtma öncesinde yüksek pH ile arıtım yapılması durumunda çözünürlük derecesi artmaktadır. Örneğin 15000 kJ/kg KM spesifik enerji tek başına %30 çözünürlük derecesi sağlarken, pH 9 ve 11'de bazik ön arıtma uygulanması çözünürlük derecesini sırasıyla %51 ve %64'e yükseltmiştir. Bu yüksek çözünürlük dereceleri ultrasonik arıtma ve bazik arıtmanın sinerjistik etkisinden kaynaklanmakta olup, optimum durumda sinerjistik etki sonucunda çözünürlük dereceleri beklenenden yaklaşık %18 daha yüksek seviyelere ulaşmıştır.

Seng ve diğ. (2010) tarafından kimyasal arıtma, ultrasonik arıtma ve kimyasal-ultrasonik arıtmanın ön arıtma olarak uygulandığı atık aktif çamurun anaerobik arıtımı araştırılmıştır. Ultrasonik arıtmada çözünür KOİ salınımının uygulanan spesifik enerji ile doğrusal olarak arttığı bulunmasına rağmen ekonomik şartlar göz önüne alınarak 3,8 kJ/g KM enerji, 190W güç ve 120 saniye sürenin en optimum işletme şartlarını oluşturduğu belirlenmiştir. Kimyasal arıtma için ise optimum işletmenin 10 mg/KM NaOH dozuna tekabül eden pH:11'de gerçekleştiği bildirilmiştir. Çözünmüş KOİ salınım yüzdesi kontrol reaktöründe %1,1 iken, ultrasonik arıtma (3,8 kJ/gKM) ile %13, kimyasal ön arıtma (10 mg/gKM NaOH dozu) ile %13,5 ve kimyasal-ultrasonik birlikte arıtma ile %18,1 olarak elde edilmiştir. Sürekli karışım anaerobik arıtma çalışmasında ise optimum çamur bekleme süresinin 15 gün olduğu ve metan üretiminin kontrol reaktörüne göre ultrasonik arıtma ve kimyasal-ultrasonik birlikte arıtmada sırasıyla %23,4 ve %31,1 arttığı belirtilmiştir. Uçucu katı madde giderimi de kontrol reaktöründe %17,8 iken ultrasonik ön arıtma ve kimyasal-ultrasonik önarıtma için sırasıyla 21,5 ve 24,8 olarak bulunmuştur.

Li ve diğ. (2012) yaptıkları çalışmada dört farklı dozda NaOH ekleyerek optimum NaOH dozunu ve alkali ön arıtmanın anaerobik çürümedeki etkisini araştırmışlardır. 0,04 mol/L, 0,1 mol/L, 0,3 mol/L ve 0,5 mol/L olarak belirlenen NaOH dozlarından, anaerobik çürütme sonucunda en etkili dozun 0,1 mol/L olduğu belirlenmiştir. Kontrol reaktöründe organik madde

giderimi %30,3 ve biyogaz üretimi 0,64 L/g UAKM olarak tespit edilirken 0,1 mol/L NaOH eklenecek şekilde işletilen reaktörde organik madde giderimi %38,3, biyogaz üretimi 0,65 L/g UAKM olarak belirlenmiştir.

5.4.1.4. Termal (Isıl) Dezentegrasyon

Termal arıtma ilk olarak çamurların su verme özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla uygulanmış olup (Neyens ve diğ., 2003) son yıllarda çamur dezentegrasyonu amacıyla da kullanılmaya başlanmıştır. Genellikle AÇ'na buhar uygulaması ile gerçekleştirilen ısıl arıtma 140-180°C arasındaki sıcaklıklarda hücre duvarının yıkılarak, duvarda yer alan protein, karbonhidrat ve lipidlerin biyolojik parçalanmaya maruz bırakılmasını hedefler (Kepp ve diğ., 2000; Barjenbruch ve diğ., 1999; Novak ve diğ., 2009). Bu amaçla su banyoları, basınçlı termal sistemler (örneğin otoklav) ya da mikrodalga ısıtıcılar kullanılmaktadır. Yapılan bir çalışmaya göre, 170°C'da uygulanan ısıl arıtma sonucunda atık aktif çamurdan %40–60 oranında organik maddenin çözünür hale geçtiği belirlenmiştir (Brooks, 1970). Literatürde yapılmış çalışmalar, ısıl arıtma ile dezentegrasyon işleminde en uygun sıcaklık aralığının 160–180°C olduğunu göstermiş olup 180°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda biyolojik olarak parçalanamayan (kalıcı) bileşikler oluşmaktadır (Neyens and Baeyens, 2003; Pérez-Elvira ve diğ., 2006). Hiraoka ve diğ.(1985) 100°C'nin altındaki ısıl arıtımla bile anaerobik çürütme sonundaki gaz üretiminin %30'un üzerinde arttığını göstermişlerdir. Doğan ve diğ. (2007) mikrodalga ışınlarına maruz bırakılan AÇ'da çözünmüş KOİ nin önemli miktarda arttığını, anaerobik çürütme sonunda kontrol çamuruna kıyasla mikrodalga arıtımı geçirmiş AÇ'nın toplam gaz ve metan gazı üretiminin arttığını ve su verme özelliklerinin iyileştiğini göstermişlerdir. 60 dakika süreyle 170°C'deki ısıl arıtma uygulaması, biyogaz oluşumunu %45-61 oranında arttırırken (Valo ve diğ., 2004; Graja ve diğ., 2005) 30 dakika süreyle uygulanması durumunda biyogaz üretiminde %40-50 oranında arttırdığı belirtilmiştir (Yang ve diğ., 2010; Bougrier ve diğ., 2006; Fernandez-Polanco ve diğ., 2008).

Valo ve diğ. (2004) çalışmalarında atık aktif çamurun termal, kimyasal ve termokimyasal ön arıtımının çözünülebilir ve anaerobik çürütme üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Termal ön işlemler, mekanik karıştırılmalı bir otoklav ile 130°C, 150°C ve 170°C sıcaklıklar için 15, 30 ve 60 dk süresince yapılmıştır. Termokimyasal ön arıtım için arıtma çamuru 130°C, 150°C ve 170°C sıcaklıkları ile alkali ön arıtımına (pH 10, 11, 12) maruz bırakılmıştır. Kesikli biyoparçalanabilirlik testleri ve sürekli sistemde mezofilik anaerobik çürütme 35°C'de gerçekleştirilmiştir. 15 dk termal ön arıtım uygulamasının bütün sıcaklıklar için çözünürlüğü oldukça arttırdığı ve 1 saatlik ön arıtımın çözünebilir KOİ'de %2,7'den 130°C'de %25,3,

150°C'de %43,9 ve 170°C'de % 59,5 ye kadar artışlara neden olduğu fark edilmiştir. Buna ek olarak, yüksek miktarda bir toplam katı gideriminin olduğu ve 170°C'de toplam katının %51'nin çözüldüğü gözlemlenmiştir. Uçucu katı miktarı ise %94 olarak bulunmuştur. Termokimyasal ön arıtım ile yüksek çözünebilir KOİ değerleri elde edilmiştir. 130°C'de %30,6 olan çözünebilir KOİ 130°C'de ve pH 12 termokimyasal ön arıtımda %63,1'e çıkmıştır. 130°C'de %59,5 olan çözünebilir KOİ ise 170°C'de ve pH 12 termokimyasal ön arıtımda %83,0'e ulaşmıştır. En iyi sonuçlar 170°C sıcaklık+pH 12'de ve 130°C sıcaklık+ pH 10 koşullarında bulunmuştur. Optimum biyogaz üretimi 170°C'de gözlemlenmiştir. Ham çamurun 54 cm³ olarak bulunan biyogaz üretimi termal arıtım ile 78 cm³'e çıkarılmıştır ve üretimde çok önemli bir artış elde edilememiştir. Sürekli mezofilik çürütmede, biyogaz veriminin benzer niteliklerde olduğu ve en iyi biyogaz üretim koşuluna 130°C sıcaklık ve pH 10 termokimyasal ön arıtımı ile ulaşıldığı belirtilmiştir. Çalışmada 170°C'de yapılan termal ön arıtımın KOİ'deki en iyi giderime neden olduğu rapor edilmiştir.

Gavala ve diğ. (2003) mezofilik ve termofilik anaerobik çamur çürütmesini karşılaştırarak, 70°C'de yapılan termal ön arıtımın birincil ve ikincil çamurun çürütülmesi üzerindeki etkisini incelemişlerdir. Ön ve son çökeltim çamurunun karıştırılarak kullanıldığı sürekli testlerde, çürütmeler 20 günlük hidrolik kalma zamanında ve 37°C ve 55°C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. Stabilizasyon 2 ay sonrasında gözlemlenmiştir ve çürütme 7 ay boyunca devam ettirilmiştir. Ön ve son çökeltim çamurunun karıştırılarak kullanıldığı kesikli testlerde, 70°C'de termal olarak ön arıtıma maruz bırakılan çamurlar sırasıyla 0, 1, 2, 4 ve 7 gün boyunca çürütülmüşlerdir. Sürekli testlerde, toplam ve uçucu katı içeriğinde azalmalar gözlemlenmiştir. İki kesikli kontrol reaktörün toplam katı/ uçucu katı içeriği 37,319 g/L /24,971 g/L ve 48,470 g/L /32,332 g/L olarak bulunmuştur. Mezofilik ve termofilik çürütmeler sonrasında toplam katı ve uçucu katı içeriklerinin azaldığı ve toplam katı/ uçucu katı içeriklerinin 24,01 g/L /13,23 g/L ve 24,25 g/L /13,49 g/L olduğu belirtilmiştir. KOİ değerlerinde ise mezofilik ve termofilik çürütme arasında önemli bir fark görülemedi. Ayrıca biyogaz üretimi ve metan üretim küçük farklılıklar izlenebilmiştir. Ön çökeltim çamuru için yapılan kesikli testlerde, mezofilik çürütmenin 4 ve 7 gün sonrasında toplam metan üretiminde sırasıyla %16,2 ve %7,7'lik artışlar elde edilmiştir. Ön çökeltim çamurunun termofilik çürütülmesinde ise zamanla metan üretiminin büyük oranda (%37,9'ten %85,9'e) arttığı gözlemlenmiştir. Kesikli son çökeltim çamuru deneylerinde, 4 günlük mezofilik çürütmeden sonra ortalama metan üretimi hızında kontrol çamuruna göre %144,6'lik bir artış rapor edilmiştir. Birincil çamur ile karşılaştırıldığında ise son çökeltim çamurunun metan üretiminin 2,5 kat arttığı bulunmuştur.

Yapılan deneylerde son çökeltim çamurunun kesikli termofilik çürütülmesinde, termal ön arıtımın metan üretimini önemli derecede etkilemediği anlaşılmıştır. Öte yandan termofilik-mezofilik çürütme karşılaştırıldığında, termofilik koşullarda elde edilen metan üretiminin %31 daha fazla olduğu görülmüştür.

Gavala ve diğ. (2003) mezofilik ve termofilik anaerobik çamur çürütmesini karşılaştırarak, 70°C'de yapılan termal ön arıtımın, ön ve son çökeltim çamurunun çürütülmesi üzerindeki etkisini incelemişlerdir. Ön ve son çökeltim çamurunun karıştırılarak kullanıldığı sürekli testlerde, çürütmeler 20 günlük hidrolik kalma zamanında ve 37°C ve 55°C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. Stabilizasyon 2 ay sonrasında gözlemlenmiştir ve çürütme 7 ay boyunca devam ettirilmiştir. Ön ve son çökeltim çamurunun karıştırılarak kullanıldığı kesikli testlerde, 70°C'de termal olarak ön arıtıma maruz bırakılan çamurlar sırasıyla 0, 1, 2, 4 ve 7 gün boyunca çürütülmüşlerdir. Sürekli testlerde, mezofilik ve termofilik çürütmeler sonrasında toplam ve uçucu katı içeriğinde azalmalar gözlemlenmiştir. KOİ değerlerinde ise mezofilik ve termofilik çürütme arasında önemli bir fark görülebilmiştir. Ayrıca biyogaz üretimi ve metan üretimlerinde oldukça düşük farklılıklar izlenebilmiştir. Ön çökeltim çamuru için yapılan kesikli testlerde, mezofilik çürütmenin 4 ve 7 gün sonrasında toplam metan üretiminde sırasıyla %16,2 ve %7,7'lik artışlar elde edilmiştir. Ön çökeltim çamurunun termofilik çürütülmesinde ise zamanla metan üretiminin büyük oranda (%37,9'ten %85,9'e) arttığı gözlemlenmiştir. Kesikli son çökeltim çamuru deneylerinde, 4 günlük mezofilik çürütmeden sonra ortalama metan üretimi hızında kontrol çamuruna göre %144,6'lık bir artış rapor edilmiştir. Ön çökeltim çamuru ile karşılaştırıldığında ise son çökeltim çamurunun metan üretiminin 2,5 kat arttığı bulunmuştur. Yapılan deneylerde son çökeltim çamurunun kesikli termofilik çürütülmesinde, termal ön arıtımın metan üretimini önemli derecede etkilemediği anlaşılmıştır. Öte yandan termofilik-mezofilik çürütme karşılaştırıldığında, termofilik koşullarda elde edilen metan üretiminin %31 daha fazla olduğu görülmüştür.

Phothilangka ve diğ. (2008) tarafından yapılan çalışmada büyük ölçekli evsel atıksu arıtma tesisinde çamura çürütme öncesi termal-basınçlı-hidroлиз prosesi uygulanmış ve bunun anaerobik çürütücüdeki biyogaz miktarına ve çamur susuzlaştırma performansına etkisi araştırılmıştır. Termal ön arıtma ile çürütücüde KOİ gideriminin artmasıyla paralel olarak biyogaz oluşumunun %75-80 arttığı ve susuzlaştırmada katı madde oranının %25,2'den %32,7'ye arttığı görülmüştür. Sistemin dezavantajı olarak azot salınımı ve çözünmüş inert organiklerin artması vurgulanmıştır. Dezentegrasyon uygulanmış çamurda amonyum miktarının %100 artışının ölü biyokütlenin tam olarak ayrışmasından kaynaklandığı

belirtilmiştir. Partiküler bileşenlerin 180°C’de ön işlemde geçmesiyle çözünür inert madde miktarında da artış gözlemlenmiştir. Bu iki bileşenin çamurda artması, susuzlaştırma işleminde oluşan suyun tesise geri devredilmesi sonucunda çıkış suyunda da artmaktadır. Bunun sonucu olarak termal uygulamada sıcaklığın daha fazla arttırılmaması önerilmiştir.

Çamurda çözülmüş KOİ değerini arttırarak çamur kütle azaltımını arttırmak ve partikül boyutlarını küçültmek amacıyla Prorot ve diğ. (2008) tarafından çamura 80°C’de 5, 20, 40 ve 60 dakikalık sürelerde termal arıtma uygulanmış ve aktif çamurdaki biyokütlenin fizyolojik yapısı incelenmiştir. Termal uygulama sonucunda farklı türlerin stres altında olduğu bazı türlerin ise parçalandığı görülmüş ve çözülmüş organik madde artışının hücre içi maddelerin parçalanmasından kaynaklandığı saptanmıştır. Hücre aktivitesinin 20 dakikalık termal uygulama ile azaldığı ancak, 20 dakikadan sonra sabit kaldığı belirtilmiştir.

Borges ve Chernicharo (2009) tarafından yapılan çalışmada evsel atıksu arıtımında kullanılan yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde fazla çamurunun geri devir hattında termal dezentegrasyon uygulamasının anaerobik reaktör verimini nasıl etkilediği araştırılmıştır. Termal yöntem 75°C’de 7 saat süresince uygulanmış ve ısıtma için biyogaz enerjisi kullanılmış. Proses süresince farklı saatlerde ve buna bağlı olarak farklı sıcaklıklarda numune alınmış ve biyogaz oluşumu ile organik madde miktarları belirlenerek anaerobik arıtma verimi kontrol edilmiştir. Sıcaklık değeri termal uygulamanın başlangıcında 25,1°C olup 1,5.; 3,0.; 5,0. ve 7,0. saatlerde sırasıyla 49,8°C; 63,6°C; 72,0°C ve 74,1°C değerlerine ulaşmıştır. Ölçülen protein, karbonhidrat, yağ ve KOİ’nin uygulama başında ve 7. saatin sonundaki değerleri sırasıyla 86-2829 mg/lt; 22-795 mg/lt; 0,06-1,83 mg/lt ve 217-7053 mg/lt olarak ölçülmüştür. Bu çalışma sonucunda termal dezentegrasyonda uygulanan 160-180°C gibi yüksek sıcaklıkların uygulanmasının gerekli olmadığı, 75°C’nin organik maddenin parçalanması için yeterli olduğu saptanmıştır. Çalışma sonuçlarından anaerobik reaktörde protein, karbondihidrat, yağ ve KOİ miktarlarınının 30-35 kat arttığı ve buna bağlı olarak biyolojik arıtılabilirliğin yükseldiği ifade edilmiştir. Reaktörde biyogaz üretimindeki %50 artışın da bu sonucu desteklediği belirtilmiştir.

Thomas ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada termal dezentegrasyonun çamurun susuzlaştırılmasına etkisi araştırılmıştır. Kullanılan çamur evsel atıksu arıtma tesisi termofilik aerobik çürütücü girişinden alınmıştır. Çalışmada 60°C, 90°C, 120°C ve 150°C sıcaklıklarda çalışılmış ve her bir sıcaklık 1 gün süreyle uygulanmıştır. Katı madde oranı ortalama %3,9 olan çamura termal dezentegrasyon uygulanmış ve santrifuj ile susuzlaştırmaya alınmıştır. Susuzlaştırma sonrası katı madde miktarları, termal arıtma uygulanmamış ve aynı koşullarda santrifüjlenmiş çamur ile karşılaştırılmıştır. Sonuç olarak, katı madde oranı 60°C termal

dezentegrasyonda %3,4, 90°C'de %1,4, 120°C'de %9,7 ve 150°C'de ise %43,4 artmış ve katı madde oranının sıcaklık artışıyla paralel arttığı belirlenmiştir.

Rughoonundun ve diğ. (2010) yaptığı bir çalışmada metan üretimi 50°C'den 200°C'ye kadar olan sıcaklıklar için incelenmiş ve sıcaklık aralığı iki bölüme ayrılmıştır: 70°C ve 121°C sıcaklıkları arasında biyogaz üretiminin %20-30 kadar arttığı, 160-180°C sıcaklıkları arasında ise biyogaz üretiminin %40-100'lara kadar yükseldiği tespit edilmiş, 180°C sıcaklık üzerinde ise biyogaz üretiminde sert bir düşüş gözlemlendiği belirtilmiştir.

Bir başka çalışmada ise 150°C üzerindeki sıcaklıklarda metan dönüşümünde artışın gözlemlenmediği ancak çözünürlüğün arttığı rapor edilmiştir. 170-190°C sıcaklıkları arasında ise ön arıtımla yüksek çözünürlük elde edilmesine rağmen çamur biyolojik-bozunabilirliğinin azaldığı kaydedilmiştir (Carr`ere, 2010).

Bougrier ve diğ. (2007) ısıtılmanın çamur bileşenleri (proteinler, karbonhidratlar, lipidler) üzerindeki etkilerini incelemiştir. Yapılan çalışmada, çamur 190°C'de arıtıldıktan sonra lipid, karbonhidrat ve proteinlerin parçalanma verimliliği sırasıyla %67'den %84'e, %56'dan %82'ye ve %35'den %46'ya yükselmiştir. Ayrıca, ön arıtım sayesinde metan üretimi %25 oranında artmıştır.

Ferrer ve diğ. (2008) düşük sıcaklıktaki ön arıtımın, ön ve son çökeltim çamurunun termofilik şartlarda anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Yapılan analizlerde, beher içerisine konulan çamurun buharlaşmasının engellenmesi için beherler plastik film ile kaplanmıştır ve 0,5 L çamur beherlere boşaltılmıştır. Bu beherler 70°C deki termostatik su banyosuna konulmuştur ve 9, 24, 48 ve 72 saat boyunca ısıtılmıştır. Anaerobik reaktörler için toplanan aşırı çamuru 5 L lik sürekli karıştırılmalı reaktörlerde 20 gün boyunca 55°C de işletilmiştir. Yapılan analizler sonucunda, çamurun toplam katı içeriği %3,9; toplam uçucu katı içeriğinin %2,9 ve uçucu katı maddenin toplam katı maddeye oranı ise %7,4 olarak bulunmuştur. Reaktörlerin 70°C de ön arıtılmasından sonra toplam çözünmüş katı ve uçucu çözünmüş katı madde konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiş ve toplam organik madde içeriği 70°C de %5 ten %50 değerine yükselerek 10 kat artmıştır. Uçucu yağ asitleri açısından bakıldığında asetik ve propiyonik asitlerin 24 saat sonunda oluştuğu, bunların aksine bütrik asit ve valerik asitlerin ise 48 saat sonunda ortaya çıktığı gözlemlenmiştir. Ayrıca 70°C de çamurun ısıtılma ön arıtılması ile biyogaz ve metan üretimleri artmıştır. Biyogaz üretim oranı 0,63 L/gün ve biyogaz içerisindeki metan içeriği ise %69 olarak bulunmuştur. Bunların dışında, çamurun termofilik anaerobik çürütme ile ayrıştırılması sırasında 10,15 ve 20 günlük bekletme süreleri denenmiştir ve enerji üretimi açısından bakıldığında düşük bekletme sürelerinde daha etkili

verim elde edilmiştir. Hem düşük sıcaklıkta (70°C) hem de kısa süreli olarak çamurun termofilik şartlarda anaerobik çürütülmesi ile yeterli miktarda biyogaz ve metan üretimi olduğu açıklanmıştır.

Salsabil ve diğ. (2009) aerobik ve anaerobik çürütme öncesinde yapılan termal, ozonlama ve sonikasyon önarımlarının etkilerini incelemişlerdir. Yapılan deneylerde farklı zaman aralıkları boyunca 40°C, 60°C, 90°C ve 121°C sıcaklıklarında termal önartım gerçekleştirilmiştir. Çalışmalarda otoklav (121°C) ve termostatik banyo (40°C, 60°C, 90°C) termal önartım sistemleri incelenmiştir. Önartım sonucunda toplam askıda kalan madde çözünürlüğü 40°C ve 60°C için %5 ve %8, otoklav için %4,2 olarak bulunmuştur. Ön artım sıcaklığının artırılması ile çamur hacminde düşüş gözlemlendiği ve 40°C'den ve 90°C'ye termal arımlar arasında %12-%20 arası azalma elde edildiği belirtilmiştir. Böylece otoklav termal önartımının toplam askıda kalan madde gideriminde daha az etkisi olduğu ispatlandığı belirtilmektedir. Çürütme aşamasında (aerobik ve anaerobik) çürütmeler 50 gün boyunca yapılmıştır. Düşük termal arımlarda daha az çamur azalmasının elde edildiği görülmüştür. (40°C termal arımdan geçmiş çamurun çürütme sonrasında %6, 60°C termal arımdan geçmiş çamurun çürütme sonrasında %10 azaldığı rapor edilmiştir). Aerobik çürütme sonucunda, 90°C'de termal arıtıma ve otoklava maruz bırakılmış örneklerde, toplam askıda kalan madde giderim artışı %20 olarak gözlemlenmiştir. Anaerobik çürütme için ise, 40°C, 90°C ve 121°C'deki ön artım uygulamalarının çamur miktarının azaltılmasında daha az rol oynadığı belirtilmiştir.

Novak ve diğ. (2009) termal hidrolitik olarak önartması yapılmış arıtma çamurlarının anaerobik çürütmesini incelemişlerdir. Ham ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamuru aynı oranda karıştırılarak pilot ölçekli bir termal hidroliz tesisinde 150-170°C koşulları arasında önartıma tabi tutulmuştur ve sonrasında yarı-sürekli laboratuvar ölçekli anaerobik çürütücülerde 15 günlük çamur yaşı ile çürütülmüştür. Daha geniş analiz aralığı için yapılan çalışmalar 130°C (270 kPa), 150°C (480 kPa), 170°C (790 kPa), 190°C (1260 kPa), ve 220°C (2340 kPa)'de gerçekleştirilmiştir. Çalışmada amonyak konsantrasyonlarının 150°C-170°C sıcaklıklarında çok düşük seviyelerde değiştiği ancak daha geniş aralıkta yapılan testlerde termal arıtmanın etkisinin kanıtlandığı belirtilmektedir. Yüksek sıcaklıklarda protein parçalanmasının görüldüğü ve 220°C'de toplam proteinin %25'inin parçalandığı görülmüştür. Amonyak miktarı anaerobik reaktöre girmeden önce 150°C için 535±65 2508±84 iken çürütülme ile 2508±84 mg/L'ye ulaşılmıştır. Ayrıca her iki uygulama aralığı için uçucu yağ asitlerinin üretiminin önartıma sıcaklığına bağlı olduğu anlaşılmıştır.

Appels ve diğ. (2010) anaerobik çürütme öncesinde düşük aralıkta (70, 80 and 90°C) yapılan termal ön arıtım metotlarını araştırmışlardır. Çalışmada çamur içindeki organik (protein, karbonhidrat ve uçucu yağ asitleri) ve inorganik (ağır metal, kükürt, fosfor) maddelerin termal ön arıtım ile çözünebilir hale getirilebileceği gözlemlenmiştir. Ancak 70°C’de arıtmadan geçmiş çamurun anaerobik çürütmesi ile elde edilen verimin düştüğü anlaşılmıştır. 80 and 90°C’lerde daha uzun süreli ön arıtım süreleri ile gaz üretiminin arttığı ve 70°C’de - 60 dakikada uygulanan çamurun gaz üretim artışının 20 kata kadar yükseldiği belirtilmiştir.

Toreci ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada, üç farklı çamur yaşında işletilen (5, 10, 20 gün) mezofilik anaerobik çürütücülerde, yüksek sıcaklıkta mikrodalga ön arıtmanın etkisi incelenmiştir. Mikrodalga ön arıtma, günümüzde kullanılmakta olan termal ön arıtma metotlarına bir alternatiftir. Mikrodalga ön arıtma, enerji korunumunu sağlamakta, patojenleri gidermekte ve uçucu katı maddelerin parçalanmasını hızlandırmaktadır. Mikrodalga ön arıtma, düşük çamur yaşlarında (5, 10 gün) çamur stabilizasyonu sağlayabilmektedir. Her ne kadar mikrodalga ön arıtmanın şiddetinin düşürülmesi çamur çözünürlüğünü iyileştirse de, düşük çamur yaşlarında çürütme prosesine negatif etkisinin olduğu sonucuna varılmıştır. Mikrodalga ön arıtma ile birlikte işletilen tek kademeli çürütme prosesinin, çift kademeli çürütme prosesinin performansının önüne geçebildiği anlaşılmıştır. Bu çalışmada, yoğunlaştırılmış atık çamurun çözünürlüğündeki ve biyogaz üretim potansiyelindeki artışın optimum 175°C sıcaklıkta gözlenmesinden ötürü mikrodalga ön arıtma işlemi 175°C sıcaklıkta gerçekleştirilmiştir. Ancak 20 gün çamur yaşına sahip olan bir sistemde yüksek sıcaklığın çürütme işleminin verimini arttırmadığı görülmüştür. Örnek olarak, 10 günlük çamur yaşına sahip 175°C sıcaklıkta 3,75°C /dakika şiddete sahip olan bir mikrodalga ön arıtma sonunda çürütücü çıkışındaki biyogaz verimi 676 Lbiyogaz/kgUKM’den 839,6 Lbiyogaz/kgUKM’ye arttırılabilmektedir. Ancak UKM gideriminde az da olsa bir düşüş gözlenmiştir (%49,9’ dan %43,4’e kadar). Biyogaz verimindeki artış istatistiksel olarak önem taşımakta ancak UKM giderimindeki düşüş %95 güven aralığında yapılan T-Testine göre önem teşkil etmemektedir. 5 günlük çamur yaşında işletilen çürütücüdeki (175°C sıcaklık, 3,75°C /dakika mikrodalga şiddeti) günlük biyogaz üretiminin ve eklenen UKM başına üretilen biyogaz artışının; 20 günlük çamur yaşı ile kontrol amacıyla işletilen çürütücüye kıyasla sırasıyla %83 ve %93 oranında olduğu saptanmıştır. Ayrıca düşük mikrodalga şiddetinin, yoğunlaştırılmış atık çamurunun çözünürlüğünü arttırdığı ancak mezofilik anaerobik çürütme prosesine negatif etkisinin olduğu sonucuna varılmıştır.

Pickel (2010) tarafından yapılan çalışmada, mikrodalga ön arıtmanın ve içi boş lifli membran kullanılan bir ayırma ünitesinin, atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının

miktarının azaltılmasına olan etkileri araştırılmıştır. Çalışmada, mikrodalga ön arıtmanın ve membran ünitesinin çürütücü performansına etkisinin değerlendirilmesi amacıyla Toplam KOİ, UAKM ve biyogaz üretim değerleri izlenmiştir. Mikrodalga ön arıtmanın çamur üzerine etkisini görmek amacıyla KOİ, AKM, süzölmüş KOİ ve UAKM deneyleri gerçekleştirilmiştir. Tüm denemeler düşük ve yüksek sıcaklık koşulları altında yapılmıştır. Bunun sonucunda, düşük sıcaklıktaki işletme koşullarında mikrodalga ön arıtma işleminden geçmiş atık çamurdaki çözünmüş KOİ'nin Toplam KOİ'ye oranı %200 artmış ve %95 güven aralığında ortalama çözünmüş KOİ değeri 153±402 mg/L bulunmuştur. Yüksek sıcaklıktaki işletme koşullarında da çözünmüş KOİ/ toplam KOİ değerinde yaklaşık %254'lük artış saptanmış ve ön arıtma sayesinde %95 güven aralığında ortalama çözünmüş KOİ değeri 1545±350 mg/L bulunmuştur. Düşük sıcaklıktaki Toplam KOİ giderimi, kontrol amaçlı kullanılan çürütücüde %32,2 (%27,4 UKM giderimi bunu desteklemektedir) iken mikrodalga ön arıtmadan geçirilmiş çamurla beslenen çürütücü de ise bu oran %38,2'dir. Mikrodalga ön arıtım, anaerobik çürütme prosesindeki organik maddelerin biyolojik parçalanabilirlik özelliğini arttırmaktadır. Kontrol çürütücüsündeki biyolojik parçalanabilirlik oranı %28,2 iken ön işlemde geçmiş çamurun kullanıldığı çürütücüde bu oran %67,2 olmuştur. Yüksek sıcaklıkta ise bu oranlar sırasıyla %44,1 ve %48,2'dir. Ancak UKM parçalanması bu eğilimi göstermemektedir. Kontrol çürütücüsündeki UKM giderim oranı %47,2 iken, ön işlemde geçmiş çamurun kullanıldığı çürütücüdeki UKM giderim oranı %47,5 olmuştur. Ancak, UKM gideriminin çürütücünün performansı açısından ve mikrodalga ön arıtmanın çürütücü içerisindeki biyolojik parçalanabilirliğe etkisi bakımından önem teşkil etmediği sonucuna varılmıştır. Mikrodalga ön arıtmanın ayrıca membran prosesi ile de karşılaştırılması yapılmış ve biyogaz oluşumları incelenmiştir. Membran ön arıtma işlemi ile maksimum biyogaz elde edilirken mikrodalga uygulamasında bir döngü başına yüksek sıcaklıkta daha fazla biyogaz elde edilmiştir.

Yu ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada ileri oksidasyon işlemi ile beraberinde kullanılan mikrodalga ön arıtma tekniğinin kentsel arıtma çamurlarının dezintegrasyonuna, nütrientlerin çözünürlüğüne ve patojenlerin giderimine etkileri araştırılmıştır. Hidrojen peroksit kullanımı ile hidroksil radikalleri oluşturmakta ve atık çamur içerisindeki nütrientlerin çözümlü hale geçmesi kolaylaştırılmaktadır. Bu proses, mikrodalga ışınlarının ve hidrojen peroksitin beraber kullanımı ile daha verimli hale gelmiştir. Sonuç olarak, mikrodalga ön arıtmanın ileri oksidasyon proseslerinden hidrojen peroksit ile beraber kullanımının, arıtma çamurlarının dezenfeksiyonu ve stabilizasyonu bakımından verimli bir teknik olduğu kanısına varılmıştır. Ayrıca, fekal koliform bakterilerinin atık çamur içerisinde yeniden büyümesi problemini

ortadan kaldırmak ve tamamen parçalanmalarını sağlamak için 70°C sıcaklık ve %0,08'den daha fazla hidrojen peroksit dozu gerektiği saptanmıştır. Ayrıca, A Sınıfı Biyokatı üretilebilmek açısından da güvenilir bir teknoloji olduğu düşünülmüştür. Bu metod düşük mikrodalga sıcaklığı ve düşük hidrojen peroksit dozlarında da nütrientlerin salınımını ve atık çamur dezentegrasyonunu gerçekleştirebilmektedir. Düşük sıcaklıkta organik madde ve fosforun çözünür formlara geçebilmesi için yüksek hidrojen peroksit dozlarına ihtiyaç duyulmamıştır. 70°C sıcaklıkta hidrojen peroksit dozunun %0'dan %0,1 değerine artırılmasıyla hücreden salınan ortofosfat konsantrasyonu 27,4 mg/L'den 15,7 mg/L'ye düşmüştür. Bu düşüş, mikrodalga ve hidrojen peroksit ile ön arıtma sonrası, 60°C -80°C sıcaklıkta, çamur içerisinde polifosfatların oluştuğunu doğrulamıştır. 55°C sıcaklıkta ise mikrodalga ışınları ve hidrojen peroksit arasındaki etkileşimin sınırlı olması sebebiyle hidrojen peroksit eklenmesinin ortofosfat salınımında herhangi bir etki yaratmamıştır. Hidrojen peroksit dozu %0,1 iken elde edilen en yüksek ortofosfat konsantrasyonu 25 mg/L olarak ölçülmüştür. Her ne kadar hidrojen peroksit dozu artsa da çözülmüş KOİ değeri mikrodalga ön arıtma olmadan sadece hidrojen peroksit kullanımı ile sabit kalmıştır. Ancak, 55°C'de mikrodalga ön arıtma kullanıldığı takdirde KOİ salınımı 300-400 mg/L arasında olmuş ve hidrojen peroksit konsantrasyonundaki artış KOİ salınımını önemli ölçüde etkilememiştir. Hidrojen peroksit konsantrasyonundaki artış KOİ salınımını ancak 70°C sıcaklıkta etkilemektedir. Çözülmüş KOİ'nin maksimum konsantrasyonu %0,1 hidrojen peroksit dozunda, yaklaşık 1000 mg/L olarak ölçülmüştür. Dolayısıyla, ön arıtmanın hangi sıcaklıkta gerçekleştiğinin, KOİ çözünebilirliğini etkileyen baskın bir etken olduğu anlaşılmıştır.

Mikrodalga ışınlarının yayılımı, 1 m ile 1 mm. dalga boyuna sahip 300 MHz ve 300 GHz frekans aralığında elektromanyetik ışınların yayılmasını ile ilgilidir. Mikrodalga uygulamalarında, dipolar moleküller örneğin su, bazı yağlar ve çoğu protein radyasyona uğrayan madde içinde hareket ederler. Sonuçta, dipolar moleküller, elektromanyetik alanın kutuplarıyla kendilerini nişanlarlar ve bu moleküller dönmeye başlarlar. Dipolar moleküllerin hareketi sistemde bir sürtünme oluşturur ve bu sürtünme ısınma durumunu ortaya çıkarır. Sürtünme ısısı yüzünden, çamurun suyu buharlaştırılır. Tüm mikroorganizmalar ısıdan kaçma eğilimi gösterirler ve dolayısıyla mikrobiyal hücreler patlatılmış olur. Mikrodalga bir ön arıtma yöntemi olarak kullanıldığında, hücre içinde ve hücre dışında bulunan materyaller açığa çıkartılır ve kompleks organik moleküller biyolojik olarak parçalanabilir küçük yapılara ayrıştırılırlar. Mikrodalga ile arıtılmış ve çürütülmüş çamurun, ısınmış ve arıtılmamış çamura göre daha iyi bir susuzlaştırma sağladığı belirtilmiştir (Zheng ve diğ., 2009).

Toreci ve diğ. (2008) mikrodalga ile ön arıtımda, mikrodalga sıcaklığının, mikrodalga yoğunluğunun ve 110 ile 175°C arasındaki sıcaklıklarda aktif çamurun çözünmesinde çamur konsantrasyonunun etkilerini araştırmışlardır. 5, 10 ve 20 gün bekletme süreleri reaktörlerde uygulandığında, 3,75 ve 1,25°C/dakika olarak mikrodalga yoğunlukları belirlenmiştir. Mikrodalga sıcaklığının ve çamur konsantrasyonunun, çamurun çözünmesi ile direk olarak orantılı olduğu bulunmuştur, bunların aksine, çözünmenin mikrodalga yoğunluğu ile ters orantılı olduğu belirtilmiştir. 3,75°C /dakika mikrodalga yoğunluğunda ve yüksek sıcaklıkta çamurun ön arıtımı, yoğunlaşmış aktif çamurun çözünmesinde bir ilerleme göstermiştir, fakat, 20 günlük bekleme süresinde çürütmenin yeterince gerçekleşmediği belirtilmiştir. 175°C sıcaklıkta, 3,75°C /dakika mikrodalga yoğunluğunda ve 10 günlük bekleme süresinde biyogaz üretimi 676 Lbiyogaz/kgVS'dan 839,6 Lbiyogaz/kgVS'ye yükseltilmiştir. Düşük mikrodalga yoğunlukları, mezofilik anaerobik çürütme üzerinde negatif bir etkiye sahip olmasına rağmen, bu yoğunluklar, yoğunlaşmış aktif çamurun çözünmesinde artışa neden olmaktadır.

Dogan ve Sanin (2009) sodyum hidroksit kullanarak (NaOH) alkali çözünmenin, mikrodalga ışınımlarının (160°C'de) ve bu iki arıtma yönteminin beraber kullanılmasının etkileri, aktif çamur farklı şartlarda arıtılarak kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık ve kapiler emme süresi bakımından incelenmişlerdir. Aktif çamur numuneleri ile pH-10, pH-12, mikrodalga (tek başına), mikrodalga+pH-10 ve mikrodalga+pH-12 şartlarında seri bağlı anaerobik reaktörler kurulmuştur. Bu reaktörlerden en yüksek toplam gaz ve metan üretimleri mikrodalga+pH-12 ön arıtmanın uygulandığı reaktörde elde edilmiştir. Toplam gaz üretiminde %43,5, metan üretiminde ise %55 oranında artış bulunmuştur. En etkili çamur minimizasyonu ise alkali ve mikrodalga ön arıtımlarının beraber uygulanması ile elde edilmiştir. Ayrıca arıtılmış ve çürütülmüş çamur, işlenmemiş çamura göre susuzlaştırma bakımından %22 ilerleme göstermiştir.

Wojciechowska (2005) mikrodalga (MD) ön arıtımının arıtma çamurunun susuzlaştırılması üzerine etkilerini araştırmıştır. Çalışmada, MD şartlandırma ve konvansiyonel ısıtma şartlandırma metotları karşılaştırılmıştır. Şartlandırılmamış ve 65°C'de su banyosunda konvansiyonel olarak ısıtılmış olmak üzere iki tip kontrol grubu seçilmiştir. MD şartlandırılması 2450 MHz ve 550 W koşullarında gerçekleştirilmiştir. Numuneler MD irradyasyona sabit güçte 30 ila 240 saniye boyunca maruz bırakılmıştır. Çalışmada kullanılan çamurun tipinin MD şartlandırmasının etkisini değiştirdiği görüşmüştür. Tüm çamurlar için yapılan MD uygulamalarında filtrasyon direncinde (SRF) zamanla düştüğü gözlemlenmiştir. Ön çökeltim ve karışık çamurlar için optimum maruz bırakılma süresi 180 s iken çürütülmüş

çamurlar için bu süre 120 s olarak bulunmuştur. Bütün çamurlar için 30s ve 90s arasında kapiler emme süresi (CST) değerlerinde hafif bir düşme gözlemlenmiştir ancak maruz bırakılma zamanı arttırıldığında şartlandırma yapılmamış CST'si bile aşılabilmektedir. MD irradyasyonu konvansiyonel ısıtma ile karşılaştırılsa, ısıtılmış çamurun SRF değerlerinin MD edilmiş çamurunkinden daha yüksek olduğu ve hatta bazı koşullarda ham çamurun SRF değerlerini bile aşabildiği görülmüştür. MD'nın termal etkisinin çamur susuzlaştırılmasında iyileşmeye neden olduğu anlaşılmıştır. İki şartlandırmanın beraber kullanıldığı metotta SRF değerleri ilk ölçülen değerlere göre birincil çamur için %8, karışık çamur için %10 ve çürütülmüş çamur için %13 düşüş göstermiştir.

Eskicioglu ve diğ. (2008) MD önartımının yoğunlaştırılmış atık aktif çamurun mezofilik çürütülmesindeki ve metan oluşumu üzerindeki etkilerini incelemiştir. MD uygulamaları Mikrodalga Hızlandırılmış Reaksiyon Sisteminde yavaş ısıtma hızı (1,2–1,4°C/dk) kullanılarak 50, 75, 96, 120, 150 ve 175°C'lerde uygulanmıştır. Mezofilik biyoparçalanma metan potansiyeli testleri kesikli olarak yapılmıştır. Aklime olmuş aşının kullanıldığı çürütücülerde kümülatif biyogaz konsantrasyonlarında artış gözlemlendiği ve en iyi artışın 1,2°C/dk hızında 175°C'de yapılan MD uygulamasında 18 günlük çürütmeden sonra elde edildiği verilmiştir (kontrol reaktörlerine göre %31+6 daha fazla). Çözünürlükteki en iyi artış da aynı koşullarda elde edilmiştir. Çürütmeden sonra yapılan ölçümlerde, kontrol grubu için çözünbilir KOİ/ toplam KOİ oranı %9+1 iken 120, 150 ve 175°C sıcaklıklarındaki önartımlar için sırasıyla %24+3, %28+1 ve %35+1 bulunmuştur.

Toreci ve diğ. (2008) ev kullanımı için üretilmiş ve büyük ölçekli endüstriyel tip MD fırınları ile yapılan önartımın mezofilik çürütme üzerindeki etkisini araştırmışlardır. İki tip fırın için de kaynama noktasının altında ve üstünde çalışmalar gerçekleştirilmiştir. 50, 75 ve 90°C'de yapılan ev tipi mikrodalga fırın uygulamasında yoğunlaştırılmış atık aktif çamurun çözünmüş KOİ/ toplam KOİ oranında yüksek (%5,4 toplam katı) ve düşük (%1,4 toplam katı) çamur konsantrasyonları için 3,6 ve 3,2 kat artışlar rapor edilmiştir. Böylelikle önartım sıcaklığının artması ile yoğunlaştırılmış aktif çamurun çözünürlüğünün arttığı gözlemlenmiştir. Ön çökeltim çamurunda ise %80 MD yoğunluk ve 90°C sıcaklıkta yapılan önartımda çözünmüş KOİ için 1,4 kat artış bulunmuştur. Mikrodalga uygulanmış SBR çamuru örneklerinde ise %85 ve %60 MD yoğunluğu için çözünmüş KOİ/ toplam KOİ oranının %1,4'ten %7 ye çıkmıştır. Kesikli modda anaerobik çürütme için, 96°C'de MD önartımlı yoğunlaştırılmış atık aktif çamurun 19 günlük çürütmenin sonucunda %10 (düşük katı içeriğinde) ve %20'lik (yüksek katı içeriğinde) kümülatif biyogaz artışları gösterdiği ve bu koşulların çalışmada kullanılmış

çamur tipleri ve parametreleri açısından en iyi sonucu verdiği belirtilmiştir. Endüstriyel tipteki mikrodalga kullanıldığı testlerde ise 50, 75, 96, 120, 150 ve 175°C’de çalışılmıştır.

Çözünmüş KOİ/toplam KOİ değerleri kontrol numunesi için %9 iken 50, 75, 96, 120, 150 ve 175°C’deki arıtmalar için %12 , %21, %24±1, 24±3, %28 ve %35 olarak bulunmuştur. Kaynama noktası üzerinde (125, 150, 175°C) yapılan MD denemeleri anaerobik olarak çürütülmüş biyokek numunelerine uygulanmıştır. En yüksek çözünmüş KOİ/toplam KOİ oranına %15 toplam katı oranına sahip biyokek numunesinin yavaş ısıtma hızında ve 175°C’de yapılmış MD uygulamasında ulaşılmıştır. Bu koşullarda çözünmüş KOİ/ toplam KOİ kontrol numunesinden 11 kat daha fazla olarak bulunmuştur. Kesikli anaerobik çürütme çalışmalarında ise 175°C’de yapılan ön arıtma ile yoğunlaştırılmış atık aktif çamurdan elde edilen biyogaz üretiminin kontrol numunesinden %31±6 daha fazla olduğu ve susuzlaştırılabilmenin %75 arttığı görülmüştür. Bu detaylı çalışmada sıcaklık, MD yoğunluğu ve çamur konsantrasyonunun çözünürlüğü etkilediği kanıtlanmıştır.

Eskicioglu ve diğ. (2006) atık aktif çamur floklarının parçalanması ve hücrel biyopolimerlerin salınımına MD’nın ve konvansiyonel ısıtmanın etkisini araştırmışlardır. Çalışmada MD ve konvansiyonel ısıtma arıtımı süresi 5 dk olarak seçilmiştir. MD ve konvansiyonel ısıtma sıcaklık aralığı 25 ile 96°C olarak belirlenmiştir. Biyometan potansiyeli terstleri anaerobik yarı-sürekli reaktörlerde (20 günlük çamur yaşı) yapılmıştır ve 8 günde biyoparçalanmanın tamamlandığı ve bu süreden sonra biyogaz üretiminin önemli derecede olmadığı, 23 günün sonunda ise sadece parçalanamayan partikül KOİ’nin kaldığı gözlemlenmiştir. Kesikli testlerde ise 96°C’de konvansiyonel ısıtma ile 96°C’de yapılan MD önarıtımından daha yüksek biyogaz üretimi elde edildiği belirtilmiştir (kontrol çamuruna göre sırasıyla %475 ve %211 oranında daha yüksek). Buna ek olarak 96°C’de konvansiyonel ısıtma ve 96°C’de yapılan MD önarıtımı çamuru için çözünebilen KOİ değerleri de kontrol çamuruna göre %361 ve %145 daha yüksek olarak bulunmuştur.

Zheng ve diğ. (2009) mikrodalga ile arıtılmış ön çökeltim çamurunun karakteristikleri ve biyometan potansiyeli, mikrodalga yoğunluğu (%40 ve %80 toplam mikrodalga gücü), çamur katı madde konsantrasyonu (%1 den %4’e kadar toplam katı madde, ağırlık/hacim olarak)ve mikrodalga sıcaklığı (35, 65, 90°C) açısından incelenmiştir. Biyometan potansiyeli analizleri için anaerobik çamur, ön çökeltim tankından çıkan çamur karışımını arıtan mezofilik anaerobik çürütme tankından alınmıştır. 1 L’lik ön çökeltim çamurları evde bulunan mikrodalga fırında, 1460 W gücünde ve 2450 MHz frekansında mikrodalga radyasyonuna maruz bırakılmıştır. 90°C’de, %4(ağırlık/hacim) toplam katı madde konsantrasyonunda ve %80 mikrodalga

yoğunluğunda, çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı 1,4 katına çıkmıştır, ayrıca mikrodalga ışınları partikül maddelerin çözünmesine neden olmuştur. Mezofilik şartlarda tutulan seri bağlı reaktörlerde, uçucu katı madde giderim verimi %70 olarak bulunmuştur. Mikrodalga yoğunluğunun, 35, 65, 90°C sıcaklıklarda, biyolojik olarak parçalanabilirlik verimi (biyogaz üretimi ve uçucu katı madde giderimi) açısından çamurun anaerobik çürütülmesi ve çözünmesi üzerinde hiçbir etkiye sahip olmadığı belirtilmiştir.

Coelho ve diğ. (2011) yaptıkları çalışmada, mikrodalga uygulamasının tek aşamalı ve çift aşamalı, mezofilik ve termofilik olarak işletilen anaerobik reaktörlerdeki etkisini incelemiştir. Mezofilik olarak işletilen reaktör, kontrol reaktörü olmak üzere, mikrodalga uygulanmış ve uygulanmamış tek aşamalı mezofilik reaktörler, mikrodalga uygulanmış ve uygulanmamış tek aşamalı termofilik reaktörler, mikrodalga uygulanmış ve uygulanmamış iki aşamalı termofilik-mezofilik reaktörler ve mikrodalga uygulanmış ve uygulanmamış iki aşamalı termofilik-termofilik reaktörler kurulmuştur. Tüm reaktörler için dört farklı çamur bekletme süreleri (5-10-15-20 gün) uygulanmıştır. Diğer reaktörler içerisinde, en çok biyogaz üretimi ve uçucu madde giderimi mikrodalga uygulanmış iki aşamalı termofilik-termofilik reaktörde gözlemlenmiştir. En yüksek uçucu madde giderimi 15 gün çamur bekletme süresinde %53,1 verimle gerçekleşmiştir ve de 15. gündeki biyogaz artışı kontrole oranla %106 daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Mikrodalga uygulanmış tüm iki aşamalı reaktörlerde 5 günün sonunda yapılan analizlerde patojen indikatörü bakterilere rastlanmamıştır. Ayrıca mikrodalga uygulanmış termofilik reaktörlerde çamurun susuzlaştırılabilirliğinin iyileştiği gözlemlenmiştir.

Dondurma ve tavlama işlemi:

Dondurma ve tavlama ön arıtımları, çamurdaki patojen seviyesinin düşürebilmek için uygulanan etkili metodlardan biridir. Doğada dondurma ve tavlama toprak karakteristiklerinde değişime neden olan ve doğal olarak gerçekleşen bir prosesdir. Benzer şekilde, arıtma çamurlarının karakteristikleri, soğuk alanlarda dışarıda bırakıldığı zaman donmaya bağlı olarak değişebilmektedir. Böylece, kentsel atıksu arıtma tesislerinde donma ve tavlama etkili bir susuzlaştırma metodu olarak kullanılabilir. Bu prosesin mekanizması, arıtma çamurundaki katı ve sıvı fazların ayrılmasını kapsamaktadır, buz kristalleri oluştuğunda bu oluşum flok yapısında parçalanmalara neden olmaktadır (Montusiewicz ve diğ., 2010).

Dondurma operasyonları yüksek enerji ve zaman gerektirmektedir. Bu nedenle endüstriyel uygulamalarda maliyet analizi ve donma süresi önemli parametrelerdir. Mekanik donmanın yüksek işletme giderleri nedeniyle bu gelecek vaat eden mekanizma daha kısıtlı alanlarda

kullanılmaktadır. Ayrıca tropik ve subtropik alanlarda bu uygulamanın kullanılmamaktadır (Chu ve diğ., 2001).

Chu ve diğ. (1999) atık aktif çamurun arıtılmasında mikrobiyolojik yoğunluğu azaltabilmek için dondurma ve tavlama metodunu incelemişlerdir. Çamur öncelikle -17°C'deki dondurma havuzuna daldırılmıştır. "Donmuş çamur", uzunluğu 2 ayrı bölüme ayrılarak incelenmiştir. Atık aktif çamurun bir kısmı ise likit azot havuzuna püskürtülerek, aniden dondurulmuş ve "N₂-donmuş" çamur olarak tanımlanmıştır. İşlem görmemiş çamurun CST'si 197,4 s olarak bulunurken, 13,9 mm/s, 4,69 mm/s, 2,32 mm/s, 0,72 mm/s, 0,51 mm/s dondurma hızlarında yapılan donma/tavlama şartlandırmasından sonra CST'ler 41,8 s, 42,8 s, 39,9 s, 38,5 s ve 41,2 s olarak bulunmuştur. Dondurmanın yeteri kadar düşük sıcaklıklarda yapıldığı durumlarda, çökme (ZSV) ve sediman yüksekliğinin büyük miktarda etkilendiği görülmüştür. Aktif çamurun ortalama flok büyüklüğü 110 mm iken 0,72 mm/s hızda yapılan dondurma ile sadece üst bölümdeki flok büyüklüğünün 300 mm'yi aştığı görülmüştür. Böylelikle dondurmanın alt (buz içinde hapsolmuş) kısımdaki flok büyüklüğüne fazla etki etmediği anlaşılmıştır. Mikrobiyal analizlerde 4,69 mm/s donma hızında HPC (Heterotropik plaka sayımı) bakterilerinin yoğunluğu işlem görmemiş aktif çamur ve işlem görmüş üst donmuş tabaka bölümü için sırasıyla 27000 and 8800 CFU/mL olarak bulunmuştur. Üst tabakada bulunan bakterilerin dondurma işleminden sonra %67 oranında azaldığı gözlemlenmiştir. Ayrıca düşük dondurma hızlarında, toplu flokülasyonun daha belirgin olarak görüldüğü ve koliform bakterilerinin hayatta kalamadıkları farkedilmiştir. Alt bölümde, bakterin hayatta kalabilmelerinin üst tabakadan daha yüksek olduğu rapor edilmiştir. Örneğin 4,69 mm/s'deki dondurma hızında hayatta kalma oranları üst ve alt tabakalar için sırasıyla %32 and %26 olarak bulunmuştur. Bunlara ek olarak ani dondurulma işlemi uygulandığında mikrobiyal aktivitede herhangi bir değişimin olmadığı görülmüştür.

Montusiewicz ve diğ. (2010) dondurma ve tavlamanın kentsel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan ön ve son çökeltim çamuru karışımının karakteristikleri üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Çalışmada toplam KOİ'de %12, toplam katıda %16,1, uçucu katı'da, %16,9 ve toplam azotta %15,1'lik azalma gözlenmiştir. Buna ek olarak, çözünebilir KOİ ve uçucu yağ asitlerinde artış görülmüştür. Alkalinitenin 1100 mg/L'den 1400 mg/L'ye çıktığı ve çamur yoğunluğunun 1008 kg m⁻³'den 1006 kg m⁻³'ye düştüğü belirtilmektedir. Ayrıca ön arıtım ile metan üretiminde daha yüksek değerlere ulaşılmıştır ve ön arıtmadan geçmiş olan çamurun biyogaz veriminin (1,31 m³/kg giderilmiş uçucu katı) ön arıtmadan geçmemiş çamurunkinden

1,5 kat fazla olduğu görülmüştür. Bu bilgiler ışığında dondurma/tavlama işleminin bir ön arıtma metodundan çok, çift fazlı çürütme işlemi olarak düşünülmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

5.4.1.5.Biyolojik Dezentegrasyon

Enzim kullanımı:

Biyolojik hidroliz yöntemlerinde, hücre duvarının biyolojik olarak parçalanarak organik maddelerin daha kolay çözünür hale geçirilmesi hedeflenmektedir (Liu ve Tay, 2001; Müller, 2001). Organik maddelerin yapısında bulunan proteinler ve polimerik karbonhidratlar hücreler tarafından doğrudan bünyelerine alınamadıkları için mikroorganizmalar, büyük moleküllerin yapılarını şekerler, aminoasitler ve yağ asitleri gibi daha küçük molekül yapılarına dönüştürürler. Mikroorganizmalar bu dönüşümleri sağlamak için selülaz, proteaz ve lipaz gibi hidroliz enzimlerini salgılamaktadırlar. Enzimatik dezentegrasyon ile ön arıtım işlemi ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebilir ya da dışarıdan enzim ilave edilerek gerçekleştirilir. Enzimatik dezentegrasyonun, mekanik dezentegrasyon ile birlikte uygulanması durumunda çamurdaki dezentegrasyon derecesinde önemli bir artış elde edilebilmektedir. Bu amaçla enzimlerin kullanımına yönelik yakın zamanda gerçekleştirilmiş çok sayıda araştırmalar mevcuttur (Thomas ve diğ., 1993; Goel ve diğ., 1998; Lai ve diğ., 2001).

Enzimatik dezentegrasyon işleminde hücre duvarı bileşenleri enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Bu işlem ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de yapılabilmektedir. Enzimlerin hücre içi sıvısına uygulanabilmesi ile, bu işlemin mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte kullanıldığında dezentegrasyon derecesini arttırmaktadır (Goel ve diğ., 1998; Lai ve diğ., 2001; Ayol, 2005).

Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntemdir. Daha önce yapılmış olan çalışmalar enzim ilavesinin anaerobik çürüme süresini kısaltabileceğini, çamur çürüme verimini arttırabileceğini (Wawrzynczyk ve diğ., 2003) ve çamurun nihai bertaraf maliyetini azaltabileceğini (Ronja, 2008) göstermiştir. Literatürden elde edilen bilgiler ışığında, enzimlerin hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) salınımında etkili olduğunu söylemek mümkündür (Ayol ve diğ., 2005; Dey ve diğ., 2006). Bu konuda yapılan çalışmalardan birinde polimerik maddelerin bakteriyel hidrolizinin aktif çamurun çözünme yeteneğine etkisi araştırılmış ve bu ön arıtma uygulamasıyla katı kısımdaki uçucu katı madde miktarının düşerken çözünmüş KOİ değerinin arttığı belirlenmiştir (Del Borghi ve diğ., 1999). Enzim ilave edilerek anaerobik olarak çürütülmüş çamurların su verme özelliklerini belirlemek amacıyla yapılan bir başka çalışmada, enzim ilavesinin mekanik su alma işlemlerinde çamurların su

verme özelliklerini geliştirdiği göstermiştir (Roman ve diğ., 2006). Ayol (2005) yaptığı bir çalışmada hidrolitik enzim ilavesinin polimer ile şartlandırılan AÇ örneklerinin su verme özelliklerini geliştirdiğini belirlemiştir. Laboratuvar ortamında, pilot ölçekte yapılan diğer bir çalışmada, anaerobik ve aerobik çürüme işleminde hidrolitik enzim kullanımı ile AÇ dezentegrasyonun geliştiği; çamurun, çürüme işlemi sonrasında daha kolay filtrelenebildiği ve bununla birlikte anaerobik çürüme sonrasında enzim ilave edilmeden çürütülen AÇ'na oranla daha fazla metan gazı üretimi olduğu ortaya konmuştur (Ayol ve diğ., 2007).

Ayol ve diğ. (2007) yaptıkları çalışmada evsel atıksu arıtma çamurunun aerobik ve anaerobik çürütülmesinde, saf enzimler kullanılarak enzimatik arıtım denenmiş, arıtma çamurlarının su verme özelliğindeki ve buna bağlı olarak çamur katı madde miktarlarındaki değişimler incelenmiştir. Anaerobik reaktör $37\pm 3^{\circ}\text{C}$ 'de, aerobik reaktör ise $25\pm 3^{\circ}\text{C}$ 'de çalıştırılmıştır. Çalışmada %0,5 dozlama ile alfa amilaz sınıfına ait *Enzim 1* ve beta-glukonaz (endo-1, 3(4)-) sınıfına ait *Enzim 2* olarak 2 farklı enzim ayrı ayrı kullanılmıştır. İlk 7 gün içerisinde organik madde giderme verimi açısından hem anaerobik hem de aerobik ünite kontrol reaktörü daha başarılı sonuçlar gösterse de kalan işletim periyodunda, enzim ilave edilen reaktör performanslarının daha iyi olduğu belirlenmiştir. Her iki arıtma yönteminde de enzim uygulamasının daha fazla organik madde giderimi sağladığı saptanmıştır. Bu sonuçlar, anaerobik reaktörde toplam gaz üretiminin artmasıyla da paralellik göstermiştir. Biyolojik çamur içerisindeki hücre dışı polimerik bileşenler, proteinler, polisakkaritler, hümik maddeler ve DNA (EPS) çamurun su vermesini zorlaştırmıştır. Çalışma sonucunda hem anaerobik hem de aerobik koşullarda EPS bileşenlerinin bozunmasının kontrol reaktörlerine göre daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Protein ve polisakkarit konsantrasyonları da tüm reaktörlerde azalmış ve azalmalar kontrol reaktörlerinden daha fazla olmuştur. Aerobik reaktörlerde daha yüksek polisakkarit konsantrasyonları elde edilirken, anaerobik reaktörlerde daha yüksek protein konsantrasyonları elde edilmiştir. Enzim ilave edilen reaktörlerin çamurlarında, su verme özelliğinin bir ifadesi olarak yapılan kapiler emme süresi (KES) değerlerinde azalma elde edilmiştir. Sonuç olarak, her iki enzim ilavesinin çamurun susuzlaştırılabilirliğini arttırdığı ancak, *Enzim 2*'nin daha etkin olduğu saptanmıştır.

Wawrzynczyk ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada katyon bağlayıcı maddenin tek ve enzimle birlikte kullanımının evsel çamurun çözünürlüğüne etkisi araştırılmıştır. Denemelerde kullanılan çamurlar evsel atıksu arıtma biyolojik çamurundan ve aynı çamurun çürütülmüş formundan alınmıştır. Çalışmada organik katyon bağlayıcı olarak formik asit (ForA), sitrik asit (CitA), tartarik asit (TarA), EDTA, inorganik bağlayıcı olarak sodyum tripolifosfat (STPP),

zeolit A (Zeo), sodyum florit (Flu), sodyum tiyosülfat (Thio) ve zeolit A-sodyum silikat (Zeo+Kwet), enzim olarak da sellülaz, endo- sellülaz ve alfa-amilaz karışımı kullanılmıştır. Denemelerde 5, 10, 25 or 50 mmol/lit olarak farklı bağlayıcı ilavelerinde çalışılmıştır. Sonuçlarda biyolojik çamur üzerinde 5 mmol/lit dozlamada en iyi KOİ salınımının 4gr/lit ile Flu kullanımında, 50 mmol/lit'de ise 8 gr/lit KOİ salınımı ile CitA'da elde edilmiştir. Aynı denemelerde AKM de ise 50 mmol/lit dozda STPP ile %40, EDTE ile %25 ve CitA ile ise %20 giderim sağlanmıştır. Ancak, Zeo ve Zeo+Kwet kullanımında AKM değerlerinin %60 oranında arttığı tespit edilmiş ve bu durumunda zeolitin mineral yapısından kaynaklandığı düşünülmüştür. Çürütülmüş çamur ile yapılan çalışmalarda ise bağlayıcı olarak EDTA, CitA, ForA ve STPP kullanılmış ve en iyi sonuçlar 50 mmol/lit dozlamada AKM gideriminde STPP kullanımı ile %26 değeri ile KOİ salımında ise CitA kullanımı ile 2,1 gr/lit değeri ile elde edilmiştir. Enzim ilavesi ile çalışmalar 5 mmol/lit bağlayıcı dozunda EDTA, CitA, ForA ve STPP için yapılmış ve sadece enzim kullanılması koşuluyla karşılaştırılmıştır. Biyolojik ve çürütülmüş çamur için elde edilen KOİ ve AKM sonuçlarından enzimin tek başına kullanılmasının hiç fayda sağlamadığı düşük dozda bağlayıcı ilavesinin bile KOİ çözünürlüğünü ve AKM giderimini arttırdığı görülmüştür. Çalışma sonunda çamur yapısındaki metal yapıların katyon bağlayıcılar ile kırıldığı, CitA'nın en etkili bağlayıcı olduğu, enzim ile kullanıldığında organik madde hidrolizinin arttığı ve oluşan minerallerin daha kolay susuzlaştırılabilir yapıda olduğu ifade edilmiştir.

Yang ve diğ. (2010) alfa amilaz ve nötral proteaz içeren enzim preparatlarının, atık çamurların hidrolizi üzerindeki etkisini ve bu hidrolizin kinetiğini incelemişlerdir. Birinci kesikli testlerde enzimler tek tek ve karışım halinde denenmişlerdir. Tek denen enzimler için of %3, %6, %12, %18 (enzim/ toplam katı) dozajları uygulanmıştır. İkinci kesikli testler için ise iki enzimin karışımı değişik karışım oranlarında (1:1, 1:2, 2:1, 1:3, 3:1) ancak birinci kesikli testlerle aynı dozlarda kullanılmıştır. Anaerobik koşullarda yapılan 4 saatlik hidroliz sonucunda %6'lık dozajlarda çözünebilir KOİ/ toplam KOİ oranının %1,2'den proteaz için %16,3 amilaz için ise %22,3'e çıktığı görülmüştür. En yüksek dozaj uygulandığında ise proteaz için %22,1, amilaz için %26,2 oranına ulaşılmıştır. Birincil testler sonucunda çözünebilir KOİ/ toplam KOİ oranlarının enzimatik önartımla yükseldiği ve bu yükselmenin artan enzim dozajları ile geliştirildiği görülmüştür. Uçucu katı madde miktarı hidrolizin izlenmesinde kritik parametre olarak kontrol edilmiştir. Artan enzim dozajları ile uçucu katı madde gideriminin arttığı belirtilmektedir. %6'lık dozajlarda uçucu katı madde miktarı proteaz ve amilaz için sırasıyla 39,70% and 54,24%'a yükselmiştir. Daha yüksek dozajlarda ise önemli bir değişiklik

görülememiştir. Hem çözünebilir KOİ/toplam KOİ oranlarındaki hem uçucu katı maddedeki değişiklikler göz önüne alındığında optimum doz ekonomik açıdan ve verim açısından %6 olarak bulunmuştur. İkinci kesikli testlerde en iyi karışım oranınının 1:3 olduğunu görülmüştür. Uçucu katı maddedeki giderim 40–50°C’lerde %25,6’dan %58’e yükselmiştir. Ayrıca şeker ve NH₄-N konsantrasyonlarındaki giderimin %37,7 ve %20,1 oranında arttığı bulunmuştur.

Pei ve diğ. (2010) aktif çamurun enzimatik ön arıtımı üzerine çalışmışlardır. Çalışmalarda enzim aktivitesi 500µ/g olan proteaz ve 1000µ/g olan selüloz enzimleri kullanılmıştır ve numunelere aynı dozda eklendikten sonra, (kontrol çamuruna ise dozun hacmi kadar deiyonize su eklenmiştir) numuneler 35°C’de su banyosuna konulmuştur. Çalışmada Proteaz eklenmiş numunenin CST değerleri 9,8 s (aktif çamur)’den 26,2 s’ye artarken, kontrol numunesi ve selülozun CST’leri ise sırasıyla 11,5 s ve 16,2 s’ye çıkmıştır. Toplam katı içeriğindeki giderimin %0,01 oranında olduğu ve proteaz ve selüloz enzimlerinin çamur susuzlaştırılmasında önemli bir etkisinin olmadığı görülmüştür. Büyüklük dağılımı analizlerinde ise medyan çap ve ortalama çapın 99,5µm ve 132,6µm’den proteaz için sırasıyla 85,6µm ve 114,5µm’ye, selüloz için sırasıyla 96,42µm ve 126,6µm’ye düştüğü görülmüştür. Çalışmada flok büyüklüklerindeki düşüşün susuzlaştırılma üzerindeki etkisi fazla çarpıcı olmasa da, selüloz ve kontrol çamuruna göre bu etki proteaz dezentegrasyonunda daha iyi görülmüştür. Kuru çamur bazında, kontrol numunesinin, proteazla ve selülozla dezentegre edilen çamurun EPS değerleri 373 mg/g, 330 mg/g ve 358 mg/g olarak bulunmuştur ve proteazın EPS üzerindeki etkisinin daha fazla olduğu görülmüştür. Taramalı elektron mikroskopu analizlerine göre, proteaz dezentegrasyonundan sonra koloidal seviyede yapısal değişiklikler fark edilmiştir.

Fermentasyon ve hidroliz:

Ucisik ve Henze (2008) kesikli ve yarı-kesikli anareobik reaktörlerde 6 farklı evsel atıksu arıtma çamurlarına hidroliz ve asidifikasyon prosesi uygulamışlar ve çamur tipinin proste oluşun UYA ve dağılımına etkisini araştırmışlardır. Çalışmada kesikli proste ön ve son çökeltim çamuru ayrı olarak uygulanırken, yarı-kesikli proste hem ayrı ayrı hem de karışık çamur ile uygulama yapılmıştır. Kesikli proste çözülmüş KOİ/toplam KOİ oranları aktif çamurlarda %1,9–5,6 aralığında ölçülürken, spesifik UYA üretimi en fazla 23 mgKOİ/grUKM değerine kadar artış göstermiştir. Ön çökeltim çamurunda ise çözülmüş KOİ/toplam KOİ oranları %8,1–12,6 aralığında artış göstermiş ve UYA üretimi 256 mgKOİ/gr UKM değerine kadar ulaşmıştır. Ön çökeltim çamuru, aktif çamur ve karışık çamur için yarı-kesikli reaktörlerde de sırasıyla çözülmüş KOİ oran artışları %19,1; 6,5 ve 21,4 olarak bulunmuş bu denemelerin spesifik UYA üretimleri sırasıyla 270 mgKOİ/grUKM, 62 mgKOİ/grUKM ve 114

mgKÖI/grUKM olarak ölçülmüştür. Çalışmada UYA dağılımının belirlenmesi için asetat, propiyonat ve butirat ölçümleri yapılmış ve kesikli reaktörde birincil çamur için sırasıyla bu oranlar %26–31, %43–49 ve %14–18 olarak ölçülmüştür. Aktif çamur fermantasyonunda tüm denemelerde asetat oranı %33-78 aralığında olup baskın form iken birincil çamur fermantasyonunda propiyonat %43-49 oran aralığı ile diğer UYA'lara göre baskın olarak saptanmıştır. Buna göre her iki proses için de Ön çökeltim çamurunun fermantasyonu arttırdığı ve tam ölçekli uygulamada aktif çamur ile karıştırılarak yarı-kesikli reaktör ile arıtımın daha uygulanabilir olduğu ifade edilmiştir.

Zhang ve diğ. (2010) çalışmalarında anaerobik çamur çürümenin ilk fazı olan hidroliz ve asidifikasyonu arttırmak için mezofilik koşullarda 8 günlük pH:10 uygulaması yapmış ve bu ön arıtımın metan üretim potansiyeline etkisini araştırmışlardır. Ayrıca, çalışmada termal (70°C sıcaklıkta 9 saat), termal-bazik (90°C sıcaklıkta ve pH 11'de 10 saat) ve ultrasonik (41 kHz frekansta 150 dakika) gibi diğer ön arıtma alternatifleri ile performanslar karşılaştırılmıştır. Metan üretiminin pH 10 ön arıtma ile maksimum değere 9. günde ulaştığı ve değerinin 398 mL CH₄/gr UKM olduğu ifade edilmiştir. Kontrol reaktöründe (ön arıtılmamış çamur), ultrasonik, termal ve termal-bazik metotlarının uygulandığı reaktörlerde ise 17. günde bile sırasıyla ancak 90,4; 115,4; 127,8 ve 171,2 mLCH₄/grUKM metan üretim değerlerine ulaşıldığı ifade edilmiştir. Ayrıca, pH 10 arıtım ile salınan C:N ve C:P oranının daha yüksek olduğu ve C:N:P oranının artması ile metan üretim potansiyelinin de arttığı belirtilmiştir. Anaerobik hücrelerin fizyolojik aktivitelerinin incelenmesi amacıyla yapılan ATP ölçümleri sonucunda da uygulamalar arasında pH 10 arıtım (2,15 ug/L) > termal-bazik (0,66 ug/L) > termal (0,45 ug/L) > ultrasonik (0,39 ug/L) > kontrol (0,32 ug/L) şeklinde sıralama elde edilmiştir. pH ön arıtım için yapılan FISH analizinde ise kontrol reaktörüne göre daha fazla aktif *arke* (metanojen) ve bakteri olduğu tespit edilmiştir.

5.4.2. Arıtma Çamurlarının Kaynağında Minimizasyonu

Klasik aktif çamur prosesi, evsel ve endüstriyel atıksular için en yaygın kullanılan biyolojik atıksu arıtma prosesidir. Klasik aktif çamur prosesinin dezavantajlarından biri çok miktarda çamur üretmesidir. Aktif çamur proseslerinin artan uygulamaları ile birlikte çözünmüş ve askıda organik kirleticilerin biyokütleye dönüşümünün yan ürünü olarak fazla çamur üretilmektedir (Saby ve diğ., 2003). Klasik aktif çamur prosesinden gelen günlük fazla çamur üretimi 15-100 L/kgBOİ₅'dir. Bu miktarın %95'inden fazlası sudur. Çevresel ve yasal zorunluluklar, çamurun arıtımı ve uzaklaştırılmasını zorunlu kılmaktadır (Liu ve diğ., 2001; Dytczak ve diğ., 2007). Çamur arıtımı ve çamurun nihai uzaklaştırılması, klasik aktif

çamur arıtma tesisinin toplam işletim maliyetinin genellikle %30-60'ına karşılık gelmektedir. (Saby ve diğ., 2003; He ve diğ., 2006). Günümüzdeki yasal sınırlamalar, artan maliyet ve çamur uzaklaştırmanın hassasiyeti gibi sebepler, çamur üretiminin minimizasyonuna yönelik stratejilerin araştırılması ve geliştirilmesi ile ilgili çalışmalara büyük bir hız kazandırmıştır (Wei ve diğ., 2003). Çamurla ilgili problemleri çözmek için en ideal yol, üretilen çamurun sonradan arıtılması yerine atıksu arıtma tesisinde çamur üretimini azaltmaktır (Wei ve diğ., 2003). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından bu işlem oldukça önemlidir (Filibeli ve Kaynak, 2006). Son yıllarda birçok makale aşırı biyokütle üretimini azaltan bir dizi metottan bahsetmektedir (Zhu ve diğ., 2005). Şimdiye kadar, biyolojik atıksu arıtma tesislerinde aşırı çamur üretiminin azaltılması için farklı yöntemler araştırılmıştır. Biyolojik arıtım proseslerinde fazla çamurun üretim proseslerine göre çamurun azaltılması ile ilgili yaklaşımlar 3 temel prensibe dayanmaktadır. Bunlar, ayrıştırma metabolizması, hücre sindirimi ile gerçekleşen kriptik (gizli) büyüme ve mikrofaunanın parçalanmasıdır (Huang ve diğ., 2007). Aşırı çamur sorununu çözmek için 3 önemli girişim söz konusudur. 1) Ozon, termal veya mekanik arıtma gibi kimyasal ya da fiziksel arıtımı kullanarak çamur dezentegrasyonu ve/veya mineralizasyon ile fazla çamurun ön arıtımı ve arıtılmış çamurun havalandırma tankına döndürülmesi 2) Metabolik ayrıştırıcılar kullanarak proses içinde çamur büyümesini sınırlamak ve 3) Aktif çamurun periyodik olarak ORP şartlarında ve besin olmayan şartlar altında anoksik bir bölgeye maruz bırakıldığı “oxic-settling-anaerobic aktif çamur prosesi” (OSA prosesi) ile aşırı çamur üretimini azaltmaktır.

5.4.2.1. Aşırı Çamur Minimizasyon Tekniklerinin Dayandığı Metotlar

Yaşamsal fonksiyonları devam ettiren metabolizma ve içsel metabolizma:

Pirt (1965)'e göre, mikroorganizmalar, enerjilerinin bir kısmını yaşamsal fonksiyonlarını devam ettirmek için kullanırlar. Yaşamsal faaliyetleri devam ettiren bu metabolizmada substrat yeni hücresel kütlelere dönüşmez (Liu ve diğ., 2001; Pérez-Elvira ve diğ., 2006). Çamur üretimi, bu metabolizmanın aktivitesi ile ters orantılıdır. Diğer yandan, biyokütle üretimindeki azalma miktarı genellikle spesifik büyüme hızının azaldığı durumlarda gözlenir. Herbert ve diğ. (1956) yaşamsal faaliyetleri devam ettirmek için gereken enerjinin içsel metabolizma ile sağlanacağını ifade etmişlerdir. Hücre bileşenlerinin bir kısmı yaşamsal fonksiyonlara enerji üretmek için okside edilir (Liu ve diğ., 2001). İçsel metabolizmanın en büyük avantajı daha az biyokütle üretimini sağlayan substratın son olarak karbondioksit ve suya dönüşmesidir. İçsel

metabolizma, çamur yaşının kontrolünü sağlayarak çamur üretiminin minimizasyonunu gerçekleştiren bir metottur (Liu ve diğ., 2001).

Enerji ayrımı:

Metabolizma, katabolik ve anabolik reaksiyonlar arasındaki ilişkiyi, katabolizma ve anabolizma tarafından belirlenen mikrobiyal kültürün davranışlarını içeren biyokimyasal dönüşümlerin toplamıdır (Liu ve diğ., 2001). Katabolizma, serbest enerji üretmek için organik bileşiklerin kompleks yapılarını parçalayan reaksiyon serisidir. Anabolik yöntemler, molekülleri oluşturmak için serbest enerjinin kullanılmasını kapsar. Bu yöntemler arasındaki enerji transferi ATP'dir (Wei ve diğ., 2003). Anabolizmadan katabolizmanın maksimum ayrımını sağlamak için mikroorganizmaların metabolizmasının kontrol edilmesi, aşırı çamur üretimini azaltmak için umut verici bir yoldur (Liu ve diğ., 2001). Çoğu bakteri için ATP oksidatif-fosforilasyon ile üretilir. Oksidatif fosforilasyon, yükseltgenmiş elektron seviyesindeki bir elektron kaynağından (substrat) son elektron alıcısına (oksijen) elektron transfer sistemi yoluyla transfer olan elektronların bulunduğu bir süreçtir. Russel ve Cook (1995) teorik olarak ayırıştırıcıyı, metabolik enerjinin maksimum miktarını ATP olarak üreten kemostatik oksidatif fosforilasyon olarak tanımlar (Low ve diğ., 1998). Metabolik ayırıştırıcıların varlığında, organik substratın oksidasyonundan üretilen enerji ATP olarak depolanmak yerine ısı olarak kaybolur. Buna bağlı olarak solunum ve fosforilasyon reaksiyonları metabolik ayırıştırıcılar tarafından engellenebilmektedir. Metabolik ayırıştırıcılar, ağır metal varlığı, anormal sıcaklık değişimleri ve anaerobik-döngü gibi bazı şartlarda katabolizmadan anabolizmaya olan enerji aktarımını azaltmaktadır. Ayırıştırıcı içeren mikrobiyal kültürlerde büyüme verimi daha düşük olur (Liu, 2003). Biyosentez için elde edilebilir ATP'nin azalması biyokütle üretimini azaltacaktır (Low ve diğ., 1998). Kısaca, enerji ayırma şartları altında, mikroorganizmalar substratı daha fazla tüketebilecektir (Liu ve diğ., 2001). Sonuç olarak, aktif çamurda gözlenen büyüme fark edilebilir derecede azalacaktır. Böylece, biyokütle sentezi ve dolayısıyla aşırı çamur üretimi azalmaktadır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2006). Metabolik ayırıştırıcılar yapısal olarak çeşitli molekülleri kapsar. Şimdiye kadar, nitrofenol, klorofenol, 3,3',4',5-tetraklorsalisilanilid (TCS), 2,4,5-triklorofenol (TCP), karbonilcyanide-p trifluorometooksifenilhidrazon, kresol, aminofenol gibi çoğu metabolik ayırıştırıcı aşırı çamur üretimini azaltmak için kullanılmıştır (Liu, 2003).

Liziz-kriptik büyüme:

Literatüre göre günümüze kadar yapılan laboratuvar çalışmaları, kriptik şartlar altında net biyokütle büyümesinin azalabildiğini göstermektedir. Araştırmalar, mikrobiyal hücre

sindiriminin uzun çamur alıkonma süresi ile veya termal, alkali ve asidik olarak çamurun fizikokimyasal arıtımı ile arttırılabildiğini göstermektedir. Bu bulgulara dayanarak, çamur üretiminin azaltılması amacıyla yönelik kriptik büyümenin uygulanabilir bir yaklaşım olduğu söylenebilir (He ve diğ., 2006). Hücre sindirimi sonucu ortama hücre içerikleri salınır, böylece organik yüklemeye katkısı olan bir substrat üretilmiş olur. Bu organik substrat mikrobiyal metabolizmada tekrar kullanılır ve karbonun bir kısmı solunumun ürünü olarak serbest bırakılır ve sonra indirgenmiş biyokütle üretilir. Bu substrat üzerinde oluşan biyokütle büyümesi orijinal organik substrattaki büyümeden ayrılamaz, bu yüzden kriptik (gizli) büyüme olarak tanımlanır (Wei ve diğ., 2003). Sindirim-kriptik büyümede iki kademe vardır: hücre tahribatı ve biyodegradasyon. Sindirim-kriptik büyümenin hız sınırlayıcı basamağı sindirim basamağıdır ve hücre tahribatı veriminin artması çamur üretiminin azalmasına yol açar. Çamur parçalanması ve sonuç olarak kriptik büyüme çamur üretimini azaltmak için ozonlama, klorlama, termal/ultrasonik arıtım ve membranların bileşimi, alkali ve ısı arıtımın birleşmesi, oksijen konsantrasyonunun arttırılması gibi fiziksel, kimyasal ve bunların birleşimi gibi metotlarla geliştirilebilir (Wei ve diğ., 2003).

Bakterileri parçalama:

Bir biyolojik atıksu arıtım prosesi yapay bir ekosistem olarak göz önünde bulundurulabilir. Aktif çamur proseslerinde bakterileri parçalayan protozoa ve metazoa gibi daha yüksek yapıları kullanmak çamur üretimini azaltmak için uygulanan yöntemlerden biridir. Bu metotta, düşük enerji seviyesinden yüksek enerji seviyesine enerji transferi boyunca biyokütle dönüşümüne bağlı olarak enerji kaybolur (Wei ve diğ., 2003). Besin zincirinde bakteri ile daha yüksek organizmalar (protozoa, metazoa ve kurt gibi) arasında enerji kaybı meydana gelmektedir. Bu enerji kaybının maksimum olması halinde çamur üretimi de minimum olacaktır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2006). Optimum şartlar altında toplam enerji kaybı maksimum ve toplam biyokütle üretimi minimum olacaktır (Wei ve diğ., 2003). Klasik aerobik atıksu arıtma proseslerinde, bu organizmaların varlığı dağılmış bakterilerin büyümesini bastırır ve parçalanmaya karşı daha dayanıklı flok ve film bakteri büyümesini destekler. Çamurun azaltılması için iki kademe geliştirilmiştir. İlk kademe; (bakteriyal kademe) biyokütleyi alıkoymadan kısa bir çamur alıkonma süresinde dağılmış bakteri büyümesini sağlamak için bir kemostat olarak işletilir. İkinci kademe, parçalayıcı olarak uzun çamur yaşında protozoa ve metazoa büyümesini sağlamak üzere tasarlanır (aktif çamur veya biyofilm prosesi) (Wei ve diğ., 2003). Mikoorganizmaların parçalanmasına dayanan çamur minimizasyon teknikleri, daha az enerji gerektirdiği ve ilave bir kirliliğe neden olmadığı için daha çok ilgi çekmektedir. Aktif

çamur prosesinde protozoaların yoğunluğunun yüksek olmasına rağmen çoğu küçük boyutlardadır. Kurtlar ise, aktif çamurun mikroskopik araştırmalarında gözlenen en büyük organizmalardır ve protozoalardan daha büyük boyutta olduğundan çamurun azaltılması ile ilgili pratik uygulamalarda daha fazla kullanılmaktadır. Aktif çamur prosesinde ve damlatmalı filtrelerdeki önemli kurt türleri *Aelosomatidae*, *Naididae*, *Pristina*, *Dero* ve *Tubificidae*'dir. Tubifex tubifex pratik uygulamalarda çamur azaltma üzerine diğer mikrofauna türlerinden daha fazla kullanılmaktadır (Huang ve diğ., 2007).

5.4.2.2.Çamur Minimizasyonu için Kullanılan Yöntem ve Prosesler

Daha az çamur üretmek için fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlere dayanan birçok yaklaşım söz konusudur (Mahmood ve Elliot, 2006). Çamurun azaltılması, uzun havalandırma, membran biyoreaktörlerin kullanılması, klasik aktif çamur prosesinin modifiye edilmesi, ayrıştırıcı ilavesi gibi proses üzerindeki değişiklikler ve geri devir çamurunun UV, ısı, anaerobik/anoksik bölge, ozon ile muamelesi sonucunda gerçekleştirilmektedir (Mahmood ve Elliot, 2006).

Ozonlama:

Geri devir çamurunun ozonlanması, aşırı çamur üretiminin azaltılmasında umut verici bir teknolojidir. Ozon, mikroorganizmaların hücre duvarlarını yıkan güçlü bir kimyasal oksidanttır. Bu da stoplazmanın salınımına ve çoğu zor bozunabilen organik bileşiklerin oksidasyonuna yol açar. Bu nedenle sık sık dezenfeksiyon ve arıtma için kullanılır. Ozonlama, son zamanlarda anaerobik çamur çürütmeden önce bir ön arıtım tekniği olarak katıları hidrolize etmek ve biyogaz üretimini arttırmak için uygulanmaktadır. Ozonlama ünitesi, aşırı biyokütle üretimini azaltmak için aktif çamur sisteminde, geri devir aktif çamur hattı üzerine yerleştirilmektedir. Proses, çamur ozonlama kademesini takiben bir biyolojik parçalanma kademesinden oluşur. Bir kısım geri devir çamuru hem biyolojik olarak parçalanabilir organiklere dönüşmenin (askıda katıların dezentegrasyonuna bağlı olarak) hem de CO₂ ve H₂O'ya mineralizasyonun (çözünebilir organik maddelerin oksidasyonuna bağlı olarak) gerçekleştiği bir ozonlama ünitesinden geçer. Arıtılmış çamur tekrar havalandırma tankına geri döndürülür (Dytczak ve diğ., 2007). Çözünen çamurun havalandırma tankına geri devri kriptik büyümeye neden olmaktadır (Wei ve diğ., 2003). Ozonlanmış çamurdaki hem toplam hem de uçucu askıda katıların azaldığını gösteren çamur biyokütlesinin dezentegrasyonu çamur ozonlamanın amaçlarından biridir. Arıtılmış çamurun uçucu askıda katı madde/ toplam askıda katı madde (UAKM/TAKM) oranında bir azalma görülmüş ve havalandırma tankındaki inorganik katıların birikiminin ihmal edilebilir seviyede olduğu belirlenmiştir (Dytczak ve diğ., 2007).

Klorlama:

Ozon arıtım prosesi işletim maliyetini önemli ölçüde arttırır çünkü hem ozon üretimi hem de uygulaması pahalı işlemlerdir. Çamur minimizasyonunun maliyetini azaltmak için aşırı çamur miktarının azaltılmasında ozonun yerine klor denenmiştir. Dezenfeksiyon uygulamalarına göre klorlama işletim maliyeti, ozonlamanın %10'una karşılık gelmektedir. Aşırı çamur minimizasyonu için klorlamanın kullanılabilirliği ile ilgili az şey bilinmektedir. Saby ve diğ. aşırı çamur minimizasyonu sağlamak için klorlamanın kullanım olasılığını araştırmışlardır (Saby, 2002). 0,066 g Cl₂/g MLSS klor dozunda çamurun klorlanması aşırı çamur üretimini % 65 azaltır; fakat trihalometan oluşumu, çamurun kötü çökelme özelliği ve çıkış suyunda çözünebilir kimyasal oksijen ihtiyacını arttırması gibi dezavantajlara sahiptir (Wei ve diğ., 2003).

Membran biyoreaktörler (MBR):

Çamurun alıkonması ve ayrılması için 1960'ların sonlarından beri membran biyoreaktör prosesleri aktif çamur proseslerinin alternatiflerinden biri olmuştur. Aktif çamur prosesi ile birleşik membran proses sadece katı-sıvı ayrımı için son çökeltimin yerini almakla kalmaz aynı zamanda klasik prosesler ile giderilemeyen koliform bakteriler ve askıda katılar için ileri bir arıtma ünitesi görevi görür (Yoon ve diğ., 2004).

Membran biyoreaktörlerde, son çökeltim elimine edilir ve membran proseslerin kullanımı çamur üst suyu ayrımını sağlar. MBR, fiziksel olarak katıların alıkonması, son çökeltim tankının ve onunla ilgili problemlerin elimine olması, katı alıkonma süresinin tam kontrolünün sağlanabilmesi ve daha yüksek moleküler ağırlıklı bileşiklerin parçalanması ve alıkonması gibi avantajlar sunmasına rağmen henüz ekonomik yönden cazip hale gelememiştir. Membranların temin ve işletim maliyetlerinin yüksek olması, tıkanmaları gibi konular dezavantajları arasındadır (Mahmood ve Elliot, 2006). Bir membran biorektörde, çamurun membran proseslerle alıkonması ile biyoreaktörde uzun çamur yaşına ve düşük besi maddesi/mikroorganizma (F/M) oranına neden olan yüksek MLSS konsantrasyonunu sağlamak mümkündür. Hidrolik alıkonma süresinin azalmasına şans tanıyan düşük F/M oranları uzun çamur yaşı ile daha az çamur üretilmesine neden olur. Sonuç olarak, membran biyoreaktörler daha uzun çamur yaşı ve daha yüksek yükleme hızlarında daha az çamur üretmektedir (Ng ve diğ., 2007).

Kimyasal ayrıştırıcılar:

Substrat oksidasyonu içsel sitoplazma membranına bir proton hareketi sağlar ve bu oksidatif fosforilasyonu tetikler. Oksidatif fosforilasyon, hücrelerden içsel sitoplazmik membran arasından protonları taşıyan organiklerin ilavesi ile etkin bir şekilde sağlanabilir. Son zamanlarda, çoğu araştırmacı 2,4-dinitrofenol (dNP), paranitrofenol (pNP), pentaklorofenol (PCP) ve 3,3',4',5 tetraklorsalisilanid (TCS) gibi kimyasal ayrıştırıcıları kullanarak çamur miktarını azaltmaya odaklanmışlardır (Wei ve diğ., 2003).

Kimyasal ayrıştırıcılar, çamur miktarının azaltılması için umut verici bir yöntem olabilir, çünkü sadece bir seri kimyasal ayrıştırıcı dozlamak gereklidir. Fakat bunların ayrışma mekanizması, çamur verimi ve proses şartları üzerine etki eden kimyasal ayrıştırıcılar arasındaki etkileşimi ile ilgili çok az şey bilinmektedir. Mevcut deneylerde kimyasal ayrıştırıcılar sürekli dozlanmıştır ve dozların değişmesi ile ilgili daha ileri araştırmalar gerekmektedir. Çamur miktarının azaltılması için kimyasal ayrıştırıcı uygulamaları KOİ giderim veriminin düşmesine, oksijen tüketiminin artmasına, çamur özelliklerinde kötüleşmeye bağlı olarak çökelme ve susuzlaştırmada problemlere neden olabilir. Kimyasal ayrıştırıcıların nütrient giderimi üzerine etkisi ve nütrient giderimi ile kimyasal ayrıştırıcıların ilişkisi ihmal edilebilir görünmektedir. Uygulamaları sınırlıdır ve kimyasal ayrıştırıcı uygulamalarının çevresel etkileri uzun dönemde araştırılmalıdır (Wei ve diğ., 2003).

OSA (Oxic-settling-anaerobic) prosesi:

Oksik çöktürmeli anaerobik (OSA: oxic-settling-anaerobic) prosesi olarak adlandırılan, aktif çamur sisteminin modifiye edilmiş şekli olan proses, aktif çamurun oksik ve anaerobik ortama maruz bırakılarak çamur üretimini azaltmak için bir alternatif olarak göze çarpmaktadır. OSA sistemi, bir tam karışımli oksik tank, onu takip eden bir çöktürme tankı ve OSA sisteminin geri devir çamuru üzerine yerleştirilmiş bir anaerobik tanktan oluşmaktadır. (Wei ve diğ., 2003). Yani OSA prosesi, geri devir çamur hattı üzerine anaerobik bir reaktör yerleştirilmek suretiyle klasik aktif çamur prosesinin modifiye edilmiş şeklidir. Aerobik mikroorganizmalar için ATP, dış kaynaklı organik substratın oksidasyonundan üretilir. Mikroorganizmalar besin temini olmaksızın anaerobik şartlara maruz kaldıkları zaman daha fazla enerji üretemezler ve ATP rezervlerini enerji kaynağı olarak kullanmak zorunda kalırlar. Anaerobik açlık periyodu boyunca, ATP tükenecektir. Mikroorganizmalar besince zengin aerobik reaktöre döndükten sonra biyosentezden önce gerekli enerji rezervlerini tekrar oluşturmak zorundadırlar, çünkü hücre sentezi ATP'nin hücre içi stoğu olmadan gerçekleşemez. Bu durumda, substrat tüketimi mikroorganizmaların enerji gereksinimini sağlamak için katabolik metabolizmaya girmek

zorundadır. Bu nedenle, aktif çamurun alternatifli olarak aerobik-anaerobik döngüsünün katabolik aktiviteyi uyardığı ve katabolizmayı anabolizmadan ayırdığı görülür. Maksimum enerji ayrımı, minimum çamur üretimi getirecektir. (Liu ve diğ., 2001). Chudoba ve Capdeville (1991), OSA prosesindeki çamur üretimi ile klasik aktif çamur prosesindeki çamur üretimini karşılaştırmış ve OSA prosesinde klasik aktif çamura göre %20-65 daha az çamur üretildiğini bulmuştur. Diğer yandan, OSA prosesindeki çamur hacim indeksi (SVI) değerlerinin klasik procesten daha düşük olduğu gözlenmiştir (Liu ve diğ., 2001). OSA prosesinin klasik aktif çamur prosesi ile karşılaştırılmasında çamur verimi sırasıyla 0,13-0,29 kg askıda katı/kg KOİ_{giderilen} ve 0,28-0,47 kg askıda katı/kg KOİ_{giderilen} elde edilmiştir.(Wei ve diğ., 2003). OSA prosesinde, geri devir hattı üzerindeki çamur tutma tankındaki ORP (yükseltgenme-indirgenme potansiyeli) seviyesi aşırı çamur üretiminin azaltılmasında önemli rol oynar (Chen ve diğ., 2003). Bu tanktaki ORP değeri -250 mV'a ayarlandığı zaman çamur üretimi, +100 mV'taki aşırı çamur üretimine oranla % 36 azalabilir veya klasik aktif çamura göre % 58 azalabilir. Sonuçlar OSA prosesinin aşırı çamur üretimini önemli ölçüde azalttığını, aynı zamanda çamurun çökme özelliklerini iyileştirdiğini göstermektedir. OSA sistemindeki çamur azaltma mekanizması, enerji ayırma teorisi ile açıklanabilir. Bu teoride, çamur anaerobik tanka geri döndüğü zaman çamurdaki ATP muhtevası tükenir. Çamurdaki ATP, aerobik ve besince yeterli şartlar altında hızla çoğalacaktır. Çamurdaki ATP katabolizma ve anabolizma arasında enerji ayrımına yol açar, böylece çamur üretiminin azalmasına neden olur. OSA prosesindeki çamur azalmasının dayandığı muhtemel mekanizma anaerobik tanktaki düşük ORP seviyesinde etkin bir şekilde hızlanan çamur çürümesidir. Anaerobik tankta işlem gördükten sonra geri devredilen çamurun çözünür KOİ'sinde OSA sistemindeki havalandırma tankındaki kriptik büyüme ile artış sağlanmakta ve OSA sisteminde daha düşük çamur üretimi görülmektedir. Buna ilave olarak, anoksik reaktörde gözlenen çamur verimi aerobik reaktörden %35-52 daha azdır (Wei ve diğ., 2003). Wang ve diğ. (2008a)'nin yaptığı çalışmaya göre, OSA prosesinde çamur azalmasının ana nedeni anaerobik hidroliz-asidojenik faz ve içsel metabolizmadır. İçsel metabolizma ve yaşamsal faaliyetler için gerekli enerji kullanılması sonucu çamur miktarında azalma görüldüğü ifade edilmektedir. Ayrıca bu çalışmada, enerji ayrımının OSA prosesindeki çamur azalmasında önemli olmadığı ileri sürülürken denitrifikasyon, fosfor giderimi, sülfat indirgenmesi ve metanlaşma fazının OSA prosesinde %23 oranında çamur azalmasında sorumlu olduğu vurgulanmıştır.

5.5. Koku Kontrolü

Gerek gübre veya toprak islahı amacıyla gerekse ikincil yakıt olarak kullanımı mümkün olan AÇ'nın yaratabileceği koku sorununun ele alınabilmesi için öncelikle kokunun ölçülebilir olması gerekir. Koku ölçümü için yoğun kokulu gazlardan veya havadan doğrudan örnek alınıp uygun sistemlerde (olfaktometri) temiz hava ile seyrelttikten sonra uzmanlaşmış panelistlere uygulayıp seyreltme oranını koku birimi olarak ifade etmek standart uygulamadır. Avrupa'da yaygın olarak kullanılan bu yöntemle ilgili olarak ODTÜ ve DEÜ'de bir AB-Life Projesi desteği ile kurulmuş laboratuvar ve bilgi birikimi mevcuttur. Ayrıca biyo-katıların depolandığı veya uygulandığı alanlardan alınan örneklerde uçucu kükürtlü organik bileşenlerin (VOSC) usule uygun olarak deriştirilip gaz kromatografik olarak ölçümü de yapılabilmektedir. DEÜ Hava Kirliliği laboratuvarında bazı VOSClarin tayini yapılabilmektedir. Gerek duyulduğu takdirde bu gazların kromatografi ile ayrımlanarak niceliksel tayinleri de yapılabilmektedir.

AÇ'nın koku oluşturma potansiyeli üzerinde yapılan çalışmalar, anaerobik olarak çürütülmüş, kurutulmuş ama kireç eklemesi ile pH ayarı yapılmamış AÇ'nın sadece uygun VOSC'ler ile karakterize edilebileceğini göstermektedir (Witherspoon, ve diğ., 2004). Bakteriyel faaliyet ile kötü kokulu organik kükürt bileşikleri ve uçucu yağ asitleri meydana gelebilir. Bu nedenle pH ayarı ile koku oluşumu büyük ölçüde engellenmektedir. Ancak burada en önemli etken nem durumudur ve uzun süre nakliye araçlarında veya depoda bekletilen kuru AÇ'nın neminin yükselmesi ile bakteriyel faaliyet yeniden başlar. Dolayısıyla koku oluşumu sonradan da görülebilmektedir. Kokunun yeniden oluşma süresi koşullara göre değişmekle birlikte 5-10 gün olarak verilmektedir. Bu nedenle kireç ilavesi yapılarak bakteriyel faaliyet engellendiğinde koku oluşumu da engellenmiş olur. Ayrıca alüminyum ve demir tuzları ekleyerek de koku oluşumu engellenebilmektedir. Bu ekleme bazen AÇ'nın hazırlama aşamalarında hatta polimer eklemesi ile birlikte yapılmaktadır.

Çürütücülerde uzun alıkonma süreleri kokunun azalmasına yol açar, örneğin 30 günlük çürütme süresine sahip sistemlerde elde edilen çamurlar koku yaymazlar. Ancak bu kadar uzun çürütme süreleri reaktör hacimlerini çok büyüttüğünden her zaman pratik olmaz. Koku ile ilgili çalışmalarda, çamurun geldiği arıtma tesisinin çalışma şekli, atık su ve dolayısı ile AÇ'nın yapısı, çürütücünün karıştırıcı donanımı, geometrisi, susuzlaştırma tekniği gibi araştırılacak pek çok konu vardır. AÇ'nın oluşumundan ve susuzlaştırılmasından başlayarak, taşınması, depolanması ve kullanımında her zaman koku riski vardır. Koku seviyesinin belirlenmesinde ve kokunun giderilmesinde sürekli izleme ve araştırma yapmak gereklidir.

Kimyasal koku kontrolü için toplu halde depo edilen kurutulmuş AÇ veya ek yakıt amaçlı kullanılacak AÇ, aşağıdaki işlemlere tabi tutulabilir. Depo tesislerinden çekilen gazlar geri devrettirilen yıkama çözeltileri ile muamele görmek koşuluyla yıkanarak havaya verilir. Bu yıkama genellikle iki aşamada yapılmaktadır, birinci aşamada amonyak ile muamele gören gazlar daha sonra sülfürik asit ile nötralize edilmektedir. İkinci aşamada ise indirgenmiş halde bulunan kükürlü gazlar (en başta H₂S) sodyum hidroksit veya potasyum hidroksit ile yıkandıktan sonra hipoklorit gibi bir oksitleyici ile muamele edilip sülfata kadar yükseltgenmektedirler. Gaz çıkışında bir damlacık tuzağı ve nem tutucu kullanıldığında çıkış gazlarının görsel olarak duman çıkışı gibi algılanması da engellenmektedir.

5.6. Arıtma Çamurlarının Yararlı Kullanımı

5.6.1. Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanımı

Arıtma çamurları tipik olarak organik maddece zengin (%40-60), makro (N, P, K) ve mikro (Fe, Zn, Mn, Mo, Cu, B) besin elementleri bakımından da kayda değer seviyelerdeki konsantrasyonlara sahiptir. Bu nedenle kullanıldıkları alanlarda ticari gübre kullanımı azaltmakta ya da kısmen ticari gübrelerin yerini almaktadırlar. Arıtma süreçlerinin sonunda AÇ içinde halen kalmış olan bu besin elementleri ve organik maddeler, çamurun gübre ya da toprak iyileştirici olarak toprakta kullanımı açısından en önemli bertaraf yöntemlerinden biri olmasını sağlamıştır. Bu uygulama AÇ'ni bir "atık madde" yerine "kullanılabilir kaynak" olarak görmekte ve ABD, Kanada gibi birçok ülkede en önemli bertaraf yöntemi olarak kullanılmaktadır. AÇ'nin tarım arazilerinde uygulanması, besin maddelerinin (nutrient) yeniden kazanımına ve AÇ'nin bertarafına imkan sağladığından, hem sürdürülebilir hem de ekonomik bir yöntemdir (Laternus ve diğ., 2007). Toprağın organik maddece zenginleşmesini sağlamak, su tutma özelliğini iyileştirmek, toprağa azot ve fosfor gibi besin/gübre maddelerini vermek bu uygulamanın en önemli avantajlarıdır. Bu konu üzerinde farklı ülkelerdeki pek çok araştırmacı ayrıntılı çalışmalar yürütmektedir (Zufiaurre ve diğ., 1998; Nguyen, 2005; Singh ve diğ., 2004; Laternus ve diğ., 2007; Kocaer ve Başkaya, 2001; Gascó ve Lobo, 2007; Takachi ve diğ., 2007; Schowanek ve diğ., 2007).

Literatür çalışmaları, arıtma çamuru uygulamalarının toprağın fiziksel özelliklerini iyileştirdiğini, toprağın havalanmasında olumlu etkisi olduğunu, su tutma kapasitesini (Wong ve diğ., 2001), toprağın katyon değiştirme kapasitesini ve organik madde içeriğini arttırdığını ayrıca da erozyonu önlediğini göstermiştir (Franco-Hernandez ve diğ., 2003).

AÇ uygulamalarının bitki gelişimi üzerine de olumlu etkileri olduğu görülmüştür. Niedermann ve diğ. (1990) çamurların tarım alanlarında (kuru tarım, kışlık buğday) uygulama oranlarının neler olabileceğini araştırmışlardır. Araştırmacılar kurak koşullarda ve kışlık buğday – nadas amenajman sisteminde, 3 ton akr⁻¹ (741,3 kg da⁻¹) arıtma çamurunun maksimum emniyet düzeyi olduğunu belirtmişlerdir. Bu miktardan daha yüksek miktarların uygulanması halinde her ne kadar ağır metal birikimi ve nitrat kirliliği gözlenirse de, uygulanan bu miktarın bitkilere azot ve fosfor sağladığını, ayrıca buğday tanelerinin protein miktarının olumlu yönde etkilendiğini belirtmişlerdir.

Magdoff ve Amadon (1980) aerobik arıtmanın ikinci kademesinden çıkan AÇ'ni kumlu tınlı ve kumlu toprak koşullarında mısır bitkisine uygulayarak azot yarıyışlılığını araştırmışlardır. Sıvı çamurlarda azot esas olarak, amonyum ve organik N formlarında bulunmaktadır ve belirli koşullar altında önemli ölçüde buharlaşarak kayba uğramaktadır. Bu nedenle AÇ'nin bitkiye yarıyışlılığının araştırılmasında, AÇ'nin azot verimliliği açısından da incelenmesi araştırmacılar tarafından önerilmiştir.

Verimli topraklar göreceli olarak yüksek strüktür stabilite indeksi ve agregasyon yüzdesine sahiptir. Toprağa ilave edilen organik madde, toprak agregasyonunun iyileştirilmesi, tohumların çimlenmesi, büyümesi ve bitki kökleri ile sürgünlerinin gelişmesine etki etmektedir (Van Noordwijk ve diğ., 1993).

Ülkemiz topraklarının organik madde içerikleri genel olarak düşüktür. Öncelikle ahır gübresi olmak üzere, farklı kökenli organik maddeler toprağa uygulanarak, toprak özellikleri iyileştirilmeye ve organik madde miktarı arttırılmaya çalışılmaktadır. Ahır gübresinin yeterince bulunamayışı, organik madde kaynağı ve toprak düzenleyici olarak kullanılan organik maddece zengin diğer kaynakların kullanılması üzerine çalışmaların yapılmasına neden olmuştur (Kütük ve diğ., 1995; Okur ve Delibacak, 1996).

Arıtma çamuru, bitki besin maddesi içeriğini ve canlı kütle miktarını ayrıca da yetişen ürün miktarını arttırmaktadır (Brofas ve diğ., 2000; Cogger ve diğ., 2001). Pedreno ve diğ. (1996) domates yetiştiriciliğinde AÇ uygulamasının olumlu etkilerinin diğer organik gübrelerden farklı olmadığını ortaya koymuşlardır. AÇ, bitki besin maddesi olarak önemli miktarlarda azot, fosfor ve iz elementler içerebilir. Ayrıca, araştırmacılar AÇ'nin toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerini iyileştirmede kullanılabileceğini de bildirmektedirler (Wong ve Su, 1997; Deboz ve diğ., 2002). AÇ ve gıda atıklarının toprağa uygulanmasının bitkinin gelişmesini önemli ölçüde arttırdığı Wang ve diğ., 2003 tarafından belirtilmektedir. AÇ'nin değişik formları, birçok ülkede yaygın olarak arazi uygulamalarında kullanılmaktadır.

Ancak kentsel atıksuların arıtıldığı tesislere endüstrilerin de ön arıtma sonrası atıksularını deşarj etmesi ağır metallerin ve bir takım sentetik organik kirleticilerin AÇ'nda birikmesine sebep olabilmektedir. Ayrıca arıtma sürecinde, biyolojik kirleticilerin (patojen bakteriler ve parazit yumurtaları, vb.) de çamurda yoğunlaşması söz konusudur (Arden, 1977). Tüm bu kirleticilerin çamurdan toprağa, topraktan, bitkiye, bitkiden de insana ve hayvanlara geçmesi söz konusudur. Bu nedenlerle AÇ'nın toprakta uygulanması sırasında oluşabilecek risklerin de göz önünde bulundurulması gerekmektedir (Laturnus ve diğ., 2007; Fytili ve Zabaniotou, 2008; Schowanek ve diğ., 2004; Bengtsson ve Tillman, 2004).

Türkiye'de arıtma çamurlarının tarımda kullanımı Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik ile düzenlenmiştir. 2010 yılında yürürlüğe giren bu yönetmelik 2001 yılından beri kullanılmakta olan Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'nin yerini almıştır. Bu yönetmelikteki temel kriterler arıtma çamuru ve uygulanacağı toprakların ağır metal içerikleri, zirai mücadele sonucunda kalan ilaç kalıntıları ile bazı organik ve inorganik kirleticilerin sınır değerlerini kapsamaktadır. Yönetmelikte yer alan maddelerden pek çoğu toksik ya da kanserojendir.

Arıtma çamurlarının tarımda kullanımını, kimyasalların varlığı ve bu kimyasalların oluşturabileceği tehlikeler açısından inceleyen çalışmalar da mevcuttur. Bu tür çalışmalar ülkemizde de yapılmaya başlanmıştır. Arıtma çamurlarının tarımda yararlı kullanımı, bu kullanımdan kaynaklanan olumlu ve olumsuz etkilerini inceleyen çalışmalardan bazıları özet olarak aşağıda verilmektedir.

Bozkurt ve diğ. (2000) kentsel arıtma çamurunun kışlık arpada azot kaynağı olarak kullanılmasına yönelik yaptıkları çalışmada inorganik azotlu gübre ile arıtma çamurunu karşılaştırmışlar. Bütün uygulamalarda, kontrole göre bitkide azot içeriği ve alımının arttığını, bu artışın arıtma çamuru uygulamalarında daha fazla olduğunu, arıtma çamuru uygulanan bitkilerde P, Fe, Mn ve Cu konsantrasyonlarının arttığını ancak toprakta sadece Zn ve Cu miktarlarında artma olduğunu ve toksik düzeyin altında kaldığını belirtmişlerdir.

Türkmen ve diğ. (2004) arıtma çamurunun mineral gübreleme ile karşılaştırmasını yaptıkları çalışmada, özellikle alkali özelliğe sahip bir toprakta, ağır metal içeriği düşük, makro ve mikro besin maddeleri yüksek olan arıtma çamurlarının mineral gübreleme ile birlikte gübreleme programında yer almasının yararlı olacağını bildirmişlerdir. Araştırmacılar 60 ton ha⁻¹ düzeyinde arıtma çamurunu çalışmalarında uygulama oranı olarak kullanmışlardır.

Alloway ve Jackson (1991) arıtma çamuru uygulanmış topraklarda ağır metallerin davranışı ile ilgili yayınlarında; arıtma çamurundan gelen ağır metallerin toprakta birikimi ve bitkiler tarafından biyoalınabilirlikleri arasında ilişki olduğunu, topraktaki mikroorganizma aktivitelerinin de benzer ilişki gösterdiğini ve her iki ilişkinin de toprak özelliklerinden etkilendiklerini belirtmişlerdir. Toprak özellikleri ile bitkinin metal alımı arasındaki ilişkilere de değinilen araştırmada, toprak pH'sı, topraktaki metal miktarı ve metal bileşiklerinin dağılımı, organik madde, hidroz oksitleri, toprak karbonatları ve katyon değiştiricilerinin de metal alımını etkilediği belirtilmiştir.

Flustos ve diğ. (2000) yaptıkları çalışmada dokuz farklı toprak numunesi üzerinde ıspanak, yulaf ve mısırdaki arıtma çamurundan kaynaklanan kadmiyum ve nikel birikimini incelemişlerdir. Yapılan araştırma sonuçlarına göre bitkilerin tamamında biyokütle artışı olduğu sonucuna varılmıştır. Bu artışların Fluvisollerde en az, Çernozyemlerde ve Luvisollerde önemli derecede yüksek olduğu ve Kambisollerde değişken olduğu belirtilmiştir. Bitkilerin metal alımlarının toprak ve bitkinin çeşidine göre değiştiği belirtilmiştir. Ayrıca, ıspanağın Fluvisoller ve Kambisollerde en yüksek miktarda kadmiyumu alan bitki olduğu ve diğer bitkilerde de metal konsantrasyonlarında artış olduğu belirtilmiştir.

Aşık ve Katkat (2010)'a göre, sürdürülebilir toprak verimliliğinde toprak özelliklerinin iyileştirilmesi temel amaçtır. Ülkemiz toprakları incelendiğinde verimlilik ve bitki gelişimini engelleyen özelliklerin genelde kireç, pH, organik madde vb. olduğu görülmektedir. Bu amaçla topraklarda eksik bulunan bitki besin maddelerinin kimyasal gübrelerle giderilmesi yanısıra bu olumsuz özelliklerin de ıslah edilmesi gerekmektedir. Bu nedenle toprakların organik madde içeriklerinin artırılması amacıyla çeşitli organik gübreler kullanılmaktadır. Ancak ülke topraklarının organik madde içeriklerinin çok düşük olması ve ülkemizde organik gübre kaynaklarının sınırlı olması nedeniyle arıtma çamurlarının kullanılması önerilebilir. Arıtma çamurlarının içermiş olduğu organik madde, N, P ve bazı bitki besin maddeleri göz önüne alındığında, arıtma çamurlarının dikkat çekici bir gübre ve toprak düzenleyicisi olduğu görülmektedir. Ancak bu çamurların topraklara uygulanmasında, çamur özelliklerine bağlı olarak kimi sakınca ve sınırlamalarının bulunduğu vurgulanmaktadır. Bu nedenle arıtma çamurlarının öncelikle; organik madde, pH, tuzluluk (EC), N, P, K ve diğer elementlerle birlikte mikro besin elementi içeriklerinin belirlenmesi gerekmektedir. Benzer şekilde, arıtma çamuru kullanımında, özellikle N ve P sağlamak amacıyla arıtma çamurunun uygulanacağı bitkinin gereksinimi, toprak özellikleri ve topraktaki mineralizasyon olayları göz önünde bulundurulmalıdır. Arıtma çamurları farklı düzeylerde Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, Cu vb. ağır metaller

içerebilmektedirler. Özellikle arıtma çamurlarının içermiş olduğu ağır metallerin toplam miktarlarının yanı sıra bunların alınabilir formlarının da göz önünde bulundurulması gerekmektedir. Bu amaçla çamurun ve toprağın içermiş olduğu ağır metal formlarının belirlendiği değişik sıralı (zayıf bağlı, karbonatlara bağlı, demir ve mangan oksitlere bağlı, organik maddeye bağlı ve kristal yapıda olanlar) bazı tuz ve organik bileşiklerin kullanıldığı tekli (EDTA, DTPA vb.) ekstraksiyon yöntemleri bulunmaktadır.

Dindar ve diğ. (2010) yaptıkları çalışmada, farklı yöntemlerle stabilize olan çamurların uygulandığı topraklarda çeşitli azot formlarında ve üreaz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişimleri belirlemişlerdir. Evsel nitelikli ham arıtma çamuruna, patojen popülasyonunu değişen derecelerde azaltan dört farklı stabilizasyon yöntemi (havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu) uygulanmıştır. Stabilize edilen arıtma çamurları 50 ve 100 ton ham kuru çamur ha⁻¹ oranını sağlayacak şekilde 2 tekrarlamalı tesadüfi blok tasarımı düzeninde 500 g kuru toprak içeren kaplara eklenmiştir. Örnekler 28°C'de 34 gün boyunca inkübe edilmiştir ve inkübasyonun 5, 8, 15, 22, 29 ve 34. günlerinde alınan örneklerde toplam azot, amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi seviyeleri belirlenmiştir. Uygulanan havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç-kül stabilizasyonu yöntemleri, çamurun fekal koliform içeriğini önemli derecede (4,12 ila 7,74 log) azaltmıştır. Uygulanan stabilizasyon yöntemleri US EPA kriterleri çerçevesinde değerlendirildiğinde kurutma, kireç stabilizasyonu ve kireç-kül stabilizasyonu yöntemlerinin B-sınıfı arıtma çamuru oluşturduğu sonucuna varılmıştır. Diğer yandan, çamurun pastörize edilmesi (70°C'de 30 dk.) ile US EPA A-sınıfı arıtma çamuru kriterleri sağlanmıştır. Sonuç olarak, çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerinin arasındaki farkların, toprağın toplam azot konsantrasyonu ve üreaz aktivitesi değerine olan etkisinin önemsiz olduğunu göstermiştir. Diğer taraftan, çamur uygulanan topraklarda belirlenen amonyum ve nitrat azotu değerlerinin ise çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerine bağlı olarak değiştiği tespit edilmiştir. İnkübasyon sonuçları- özellikle alkali çamur uygulanan topraklarda nitrifikasyon prosesinin amonifikasyona göre daha hızlı yürüdüğünü göstermiştir.

Domeno ve diğ. (2010) çalışmalarında arıtma çamurlarının 9 farklı toprakta collembola *Folsomia candida* üzerine etkisini araştırmıştır. Arıtma çamurunun, collembollar üzerine olan toksik etkisinin araştırıldığı çalışmada, suda çözünebilir iyonlar, pH ve EC'nin de etkileri araştırılmıştır. Yüksek organik karbon içeriği, amonyumun biyolojik alınabilirliğinin azalması ile arıtma çamuruna daha az olumsuz etkiye sebep olmaktadır ve C/N oranı, pH'da meydana

gelen artış ise nitrifikasyonu engellediği ve alkali topraklar için uygun olmamasından dolayı çamurun toksik etkisini arttırmaktadır.

Husseini ve diğ. (2010) kireçli toprağa uygulanan 6 farklı dozda çamur uygulamasının arpa bitkisinin (*Hordium Vulgare*, Giza 123) verimi ile toprak özellikleri üzerine etkilerini araştırmıştır. Kireçli toprakta çamur uygulaması ile toprak pH'sı düşmüş, besin maddelerinden özellikle azot ve fosfor miktarı ile EC artmıştır. En fazla arpa verimi en yüksek azot içeriği olan topraklarda görülmüştür.

Keskin ve diğ. (2010) tarafından yapılan bir çalışmada arıtma çamurunun toprağa uygulanması sonucunda oluşan ağır metal içeriği ile çim bitkisi üzerine olan etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmada 7 uygulama denenmiştir: Sıfır N (kontrol), 3 inorganik gübre dozu (50, 100 ve 150 kg ha⁻¹) ve 3 çamur dozu (7,0; 14,0 ve 21,0 mg ha⁻¹). Çamur ve azotlu gübre uygulaması çim bitkisinin kuru madde miktarı ile N, K, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd içeriklerini arttırmıştır. En yüksek verim 21,0 mg ha⁻¹ çamur uygulamasıyla 150 kg N ha⁻¹ üre gübresi uygulamasında belirlenmiştir. Çamur uygulaması, çim bitkisinin P, Cu, Mg, Cr (2005 yılında), Fe ve Mn içeriğine etki etmemiştir. Denemenin 2. yılında (2006) 0-20, 20-40 and 40-60 cm derinliklerden toprak örnekleri alınmış ve Fe, Mn, Zn, Cu, Pb ve Cd analizleri yapılmıştır. 20-40 ve 40-60 cm derinliklerde toprağa uygulanan üre ve çamur, toprağın element içeriğine etkili olmamıştır. Uygulamalar en fazla 0-20 cm derinlikte etkili olmuştur. Kontrol topraklarına kıyasla çamur uygulanan toprakların DTPA-ile ekstrakte edilebilir Fe, Mn, Zn, Cu, Pb ve Cd değerleri artmıştır.

Yalçın ve diğ. (2011), Eskişehir ilinde Eskişehir Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi çamurunun buğday, şekerpancarı ve mısır münavebe sisteminde verime ve toprağın bazı kimyasal özelliklerine olan etkisini incelemişlerdir. Bu amaçla 2006 - 2008 yıllarında üç münavebe sistemi kullanarak optimum gübre, 0 (kontrol), 1, 2, 3, 4 ve 5 ton/da arıtma çamuru uygulaması yapmışlardır. Münavebeler, ilk münavebe buğday + mısır + şekerpancarı, ikinci münavebe şeker pancarı + buğday + mısır, üçüncü münavebe mısır + şeker pancarı + buğday olarak gerçekleştirilmiştir. Denemelerinin her parselinden alınan toprak örneklerinin potansiyel toksik element (Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Pb) analizleri yapılmıştır. Ekilen bitkilerin hasadından sonra, her parselden tekrar toprak örnekleri alınarak analiz edilmiştir. Çamur miktarındaki artışın topraktaki potansiyel toksik element miktarını artırdığı fakat topraktaki potansiyel toksik element miktarının toprak kirliliği kontrol yönetmeliğinde verilen sınır değerlerin altında kaldığı tespit edilmiştir. Çalışmada, münavebede yer alan bitkilerin verimleri incelenmiş; optimum gübre uygulaması ile dekara 2, 3 ve 4 ton arıtma çamuru uygulamalarının istatistiki

olarak aynı gruba girdiği (benzer etki göstererek verimi artırdığı) belirlenmiştir. Çalışma sonucunda arıtma çamurunun kirletici yükü de göz önünde bulundurularak optimum gübre ile istatistiki açıdan aynı grupta yer alması nedeniyle üç münavebe sisteminde de **2 ton/da** arıtma çamuru uygulaması önerilmiştir. Ayrıca arıtma çamurunun tarım alanlarında kullanılmasının toprağın organik madde ihtiyacını karşılamak açısından önemli olmasına karşın bu uygulamanın çok sıkı denetimler altında yapılması gerektiği, toprağın tamponlama özelliğinin bir limitinin olduğunun unutulmaması gerektiği vurgulanmıştır.

Ongun ve diğ. (2010), arıtma çamuru uygulamasının toprak ve tatlı mısırın ağır metal konsantrasyonu üzerindeki etkisini incelemek amacıyla 2004 yılında İzmir ilinde İzmir Büyükşehir Belediyesi Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamurla yürüttükleri çalışmada tek uygulama olarak 0 (kontrol), 1,2 , 2,5 ve 3,7 ton/da düzeylerinde arıtma çamuru uygulaması yapmış, bu tarihten sonra arıtma çamuru uygulaması yapmamışlardır. Test bitkisi olan tatlı mısır çamur uygulamasının ardından iki kez (ilkbahar ve sonbahar) yetiştirilmiştir. Çalışmada, arıtma çamurunun toprağın çeşitli derinliklerdeki, bitkinin farklı bölümlerindeki ağır metal konsantrasyonları üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışmada, topraktaki ağır metal konsantrasyonlarının (Ni, Pb, Cd, Co ve Cr) arıtma çamuru uygulaması ile birlikte istatistiksel olarak önemli bir değişim göstermediği tespit edilmiştir. Öte yandan tatlı mısırın ağır metal konsantrasyonunun arıtma çamuru miktarına bağlı olarak artış gösterdiği, en az ağır metal birikiminin yiyecek olarak kullanılan danelerde en fazla birikimin ise yapraklarda olduğu tespit edilmiştir. Arıtma çamuru uygulaması, tatlı mısır verimini kontrol grubuna göre % 22 - 51 oranında artırmıştır. 3,7 ton/da uygulama yapılan toprakta en yüksek organik madde miktarı elde edilmiş, toprak pH'si az miktarda azalmıştır. Bu çalışmada tatlı mısır danelerinin arıtma çamuruna temas etmemesi ve en az ağır metal birikiminin bu danelerde oluşması avantaj olarak belirtilmiştir. Sonuç olarak da arıtma çamurunun tatlı mısır yetiştirilen tarım arazilerinde kullanılma imkanı olduğu tespit edilmiştir.

Bozkurt ve Yarılgaç (2003), arıtma çamuru ve ahır gübresi uygulamalarının elma ağaçlarının meyve verimine, gelişimine, beslenme durumuna ve ağır metal birikimine olan etkisini incelemek amacıyla 2000 - 2001 yılları arasında Van ilinde Yüzüncü Yıl Üniversitesi Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan aerobik olarak stabilize edilmiş çamurla yürüttükleri çalışmada bir sefere mahsus olmak üzere 0 (kontrol), 10, 20, 40 ve 60 kg/ağaç (yaklaşık olarak sırayla 0, 1,3, 2,5, 5,0, 7,5 ton/da) düzeylerinde arıtma çamuru ve 25 kg/ağaç düzeyinde ahır gübresi uygulaması yapmışlardır. 2 yıl süren araştırma sonucunda kireçli toprağa arıtma çamuru uygulamasının meyve verimi, kümülatif verim etkinliği, sürgün gelişimi ve elma yapraklarının

N, Mg, Fe, Zn ve Mn konsantrasyonlarını önemli düzeyde artırdığı ve bu artışların ahır gübresi uygulamasından daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Arıtma çamuru ve ahır gübresi uygulaması ağaç gövde gelişimi ve yaprak P, K, Ca, Ni, Cr ve Cd konsantrasyonlarında istatistiksel olarak önemli bir değişikliğe sebep olmadığı ve uygulanan arıtma çamuru dozlarının elma ağaçlarında toksisite oluşturmadığı belirlenmiştir. Öte yandan arıtma çamurlarının uzun dönem tarımsal uygulamalarda kullanılmasının bazı ağır metallerin toprakta birikimine ve maksimum izin verilen sınırların üzerinde bitkilerde bulunmasına sebep olabileceği vurgulanmıştır.

Altınbaş vd. (2004), İzmir Büyükşehir Belediyesi İZSU Atıksu Arıtma Tesisi'nden çıkan çamurların tarımsal bitki üretiminde organik gübre olarak kullanılabilirliğini incelemek amacıyla 2002 yılında İzmir ilinde yaptıkları ilk çalışmada test bitkisi olarak lahanaya, karnabahar, brokoli, pırasa ve ıspanak gibi kışlık sebzelerin yetiştirildiği topraklara 13 ton/da arıtma çamuru uygulaması yapmışlardır. Çalışma sonrasında bitkiler üzerinde yapılan ağır metal analizlerinde elde edilen verilerin (Fe, Mn, Cu, Zn, B, As, Cd, Cr, Hg, Co, Ni, Se, Mo ve Pb konsantrasyonları) mevcut sınır değerlerin oldukça aşağısında bulunduğu görülürken sebzelerin vejetatif gelişim süreçlerinin iyi sonuçlar verdiği ve hasat sonrası yapılan ölçümlerde bitki verimlerinin normalin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Bitkiler üzerinde yapılan mikrobiyolojik analizlerde pırasa, brokoli ve lahanada sırasıyla 240, 23, 75 adet/g toplam koliform, pırasada 7 adet/g E.coli , ıspanakta 10^5 kob/g toplam bakteri saptanmıştır. Bu bulgular sebebiyle çamurların toprakta doğrudan gelişim gösteren kök, gövde, yumru vb. konumları yenilen bitkilerde kullanılmamasının uygun olacağı vurgulanmıştır. Yapılan ikinci çalışmada, İZSU çamurlarının üzüm bağlarında organik gübre olarak kullanılabilirliğini incelemek amacıyla 2003 tarihinde İzmir Menemen Ovası'nda 0 (kontrol), 3, 6 ve 9 ton/da düzeylerinde arıtma çamuru uygulaması yapılmıştır. Çalışma sonrasında bağ arazisi hasat sonrası alınan toprak örneklerinin alınabilir makro ve mikro bitki besin elementleri yönüyle yeterli sınırlarda olduğu, ancak yüzey altı toprak örneklerinin K ve Zn içeriği bakımından yeterli olmadığı belirlenmiştir. Mineral besin maddelerinin bitkiler tarafından alınabilirliği yönünden topraklarda herhangi bir toksisite belirlenmemiştir. Ayrıca, analiz edilen bu topraklarda çamurlardan kaynaklanan ağır metal kirliliği tespit edilmemiştir. Hasat sonrası yaş üzümde yapılan analizlerde çamur uygulamasının ürünler üzerinde herhangi bir toksik etki göstermediği belirlenmiştir. Organik gübre olarak kullanılan arıtma çamurları, toprakların fiziksel, kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri üzerinde olumlu etkiler gösterirken, yine bağ topraklarında bitki gelişimi için mutlak zorunlu olan azot, organik madde, fosfor, potasyum, demir içeriklerinin artmasında olumlu katkıları olmuştur. Yaş üzümde yapılan mikrobiyolojik analizlerde

ise $90 - 3 \times 10^4$ kob/g toplam bakteri, $10^2 - 7 \times 10^3$ kob/g maya, $2 \times 10^3 - 5 \times 10^5$ kob/g küf (*Aspergillus ssp.*) saptanmıştır. Yaş üzümelerde bulunan bu yoğunluklar bunların yaş meyve olması ile yüzeylerdeki birikimlerden kaynaklanırken, bunların taze olarak kullanılmadan önce su veya dezenfekte edici maddelerle yıkanmasının gerekli olduğu görülmektedir.

Göçmez (2006), doktora tez çalışmasında Menemen Ovası topraklarında arıtma çamuru uygulamalarının mikrobiyal aktivite ve biyomas ile bazı fiziksel ve kimyasal toprak özellikleri üzerine etkisini incelemek amacıyla 2 yıl süreyle İzmir ilinde İzmir Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan kireçle stabilize edilmiş çamurla yürüttüğü çalışmada bir sefere mahsus 1, 2, 3, 4 ve 5 ton/da düzeylerinde arıtma çamuru uygulaması yapmıştır. Arıtma çamuru uygulanan arazilerde “buğday + pamuk” münavebe sistemi esas alınmış, arıtma çamuru ilk yıl buğday bitkisi ekiminden önce toprağa verilmiştir. 2 yıl boyunca belirli aralıklarla alınan toprak örneklerinde; arıtma çamuru uygulamalarının topraktaki biyomas-C'u, CO₂ oluşumunu, N-mineralizasyonunu, dehidrogenazı, alkalın fosfotaz ve β -glukozidazı istatistiksel anlamda artırdığı, üreaz aktivitesi üzerinde önemli bir etki oluşturmadığı belirlenmiştir. Ayrıca, toprak pH'si, EC, kireç, organik madde, katyon değişim kapasitesi (KDK), toplam N, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb ile alınabilir P, K, Fe, Cu, Mn ve Zn konsantrasyonlarının arıtma çamuru uygulamaları ile istatistiksel anlamda arttığı tespit edilmiştir. Arıtma çamuru ile toprakta artan organik madde miktarı topraktaki mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesini olumlu etkilemiştir. Bu etkinin sebebinin, arıtma çamurunun ağır metal içeriğinin izin verilen maksimum konsantrasyonlardan düşük olması ve tek uygulama yapılması olduğu düşünülmüştür. Buğday ve pamuk veriminde **3 ton/da** dozundan sonra önemli artışlar meydana gelmemiştir. Arıtma çamuru uygulamaları ile buğday danesinin Mg, N ve B içeriğinin önemli miktarda arttığı belirlenmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen sonuçların kullanılan arıtma çamurunun, deneme toprağının ve yöre iklim koşullarının (Akdeniz iklimi) etkisi altında ortaya çıktığı, farklı koşullar altında sonuçların değişebileceği, bu nedenle de bulguların genelleştirmeden kullanılması gerektiği vurgulanmıştır.

Işık vd. (2005), arıtma çamuru uygulamalarının verim üzerine etkisini belirlemenin yanında, uygulandığı toprakların ve bu topraklarda yetiştirilen bitkilerin ağır metal kapsamındaki değişimleri incelemek amacıyla 1999 - 2005 yılları arasında Konya Ovası'nda optimum N+P, 0 (kontrol), 3 ton/da ve 6 ton/da düzeylerinde arıtma çamuru uygulaması yapmışlardır. Arıtma çamuru uygulanan arazilerde “buğday + patates + fasulye” münavebe sistemi esas alınmış, arıtma çamuru ilk yıl buğday bitkisi ekiminden önce toprağa verilmiştir. Bulgular şu şekilde

özetlenebilir. Arıtma çamuru uygulaması ile uygulama yılında toprakta pH düşmüş, bakiye yıllarında uygulama yılına göre yükselmiştir. Uygulama yılında topraktaki tuz, organik madde, fosfor ve potasyum konsantrasyonunun arttığı tespit edilmiştir. Bakiye yıllarında ise kontrol grubuna kıyasla, tuz miktarı azalmış, organik madde miktarı I. bakiye yılında artarken II. bakiye yılında değişmemiş, fosfor konsantrasyonu II. bakiye yılı itibariyle hala pek çok bitkinin fosfor ihtiyacını karşılayacak seviyede kalmış, potasyum konsantrasyonu ise artış göstermemiştir. Denemelerde kullanılan arıtma çamuru, uygulama yılında her üç bitkide de verimde düşmeye sebep olmuştur. Arıtma çamuru deneme alanlarının fosforca zengin olması ve azotlu gübre ihtiyacının diğer bitkilere göre az olması sebebiyle bakiye yıllarında fasulyede belirgin bir verim artışı sağlamamış, uygulama yılının aksine buğday ve patatesten verim artışına sebep olmuştur. Verimdeki bu artışlar IV. bakiye yılına kadar, yeterli miktarda azotlu ve fosforlu gübre uygulamalarına kıyasla daha yüksek veya aynı seviyede tespit edilirken V. bakiye yılında arıtma çamuru verim artırmada etkili olmamıştır. Arıtma çamuru uygulaması, toprakta bakır Zn, Mn, Fe, Ni, Cd ve Pb kapsamını artırmış olmakla beraber toksik seviyelere yükseltmemiştir. Arıtma çamuru uygulaması ile yükselen ağır metal kapsamı, Cd dışında II. bakiye yılı ekim öncesine kadar yüksek seviyelerini korumuşlardır. Arıtma çamuru hem uygulama yılında hem de bakiye yıllarda, buğday ve fasulyede yaprak ve danelerin Cu ve Zn konsantrasyonlarında, patatesin yaprak ve yumrularında Ni konsantrasyonunda artışa sebep olmuştur.

Bilgin vd. (2003), ikinci kademe arıtım yapan kentsel nitelikli atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının (biyokatıların), bitki verimi ve kalitesi ile toprak yapısına olabilecek etkilerini belirlemek amacıyla 1997 - 2002 yılları arasında Ankara ilinde uygulamalar yapmışlardır. Araştırmada üç farklı atıksu arıtma tesisine ait çamurların 1, 2, 3 ve 4 ton/da miktarlarında tarım arazisine uygulaması yapılmıştır. Başlangıçta araştırmanın üç yıl tekrarlamalı yapılması planlanmış ve Düzce Atıksu Arıtma Tesisinden alınan arıtma çamuru ile başlanmıştır. Ancak Düzce Arıtma Tesisinin sel baskınında hasar görmesi sonucu ikinci münavebenin başlangıcında bu tesisten arıtma çamuru temin edilememiştir. Belirtilen nedenden dolayı münavebede ikinci yıl arıtma çamuru, Türkiye Elektrik Kurumu'na ait sosyal tesislerin atıksularının arıtıldığı tesisten temin edilmiştir. Üçüncü münavebe yılında ise; söz konusu tesis atıksularının Ankara ili kanalizasyon şebekesine bağlanması nedeniyle o yıl faaliyete geçen Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinden alınan çamur kullanılmıştır. Araştırmada kullanılan her üç çamur; temin edildiği tesislerin arıtım proseslerinin ve arıtılan atıksuyun özelliklerinin birbirinden farklı olması nedeniyle, içermiş oldukları azot, organik madde ve potansiyel toksik elementler gibi parametreler açısından farklı özellik göstermiştir. Arıtma çamuru uygulanan

arazilerde “buğday + şeker pancarı + kuru fasulye” münavebe sistemi esas alınmıştır.Çamur sadece ekim nöbetinin ilk bitkisi olan buğdaya uygulanmış, bakiye etkinin izlendiği şekerpancarı ve fasulye yıllarında çamur uygulaması yapılmamıştır. Araştırma sonuçları ve önerileri aşağıda maddeler halinde özetlenmiştir.

- Münavebe denemelerinde uygulaması ilk yıl yapılan çamurlar üçüncü yıl sonunda toprağın, pH, tuz, kireç, organik madde ve alınabilir potasyum kapsamında herhangi bir değişikliğe neden olmamış, artan çamur miktarlarına bağlı olarak toprağın alınabilir fosfor kapsamı “orta” seviyeden “yüksek” seviyeye çıkmıştır.
- Araştırmada, Düzce Atıksu Arıtma Tesisi’ne ait çamurların üçüncü yıl, Ankara Atıksu Arıtma Tesisine ait çamurların ise ilk yıl toprağın potansiyel toksik element kapsamına etkisi belirlenebilmiştir. Buna göre; çamur uygulamalarının kontrol olarak ele alınan optimum ve gübresiz konularına göre toplam çinko hariç topraktaki toplam civa, kadmiyum, krom, kurşun, nikel ve bakır miktarlarında herhangi bir artışa neden olmadığı tespit edilmiştir.
- TEK ve Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesislerine ait çamurların içerdiği potansiyel toksik element miktarlarının farklı olmasının bu materyallerle yetiştirilen buğday bitkisi tanelerinin potansiyel toksik element kapsamı açısından bir fark yaratmadığı ortaya konmuştur. Yine her iki tesise ait çamur uygulamaları sonucu buğday tanesinde potansiyel toksik element miktarları bakır ve çinko hariç değişiklik göstermemiştir. Bakır miktarı 3 ton/da, çinko miktarı ise 2 ton/da arıtma çamuru dozundan başlamak üzere artan dozlara bağlı olarak artmıştır. Üç farklı tesisten temin edilen çamur ile yürütülen araştırmanın üçüncü yılı sonunda; toprağın alınabilir mangan ve bakır miktarında önemli bir değişiklik yaratmadığı, alınabilir demirde az bir artış sağlanırken bu artışın en fazla alınabilir çinko miktarında olduğu belirlenmiştir.
- Çamur uygulamalarının araştırmada yer alan bitkilerin verimlerine etkileri ele alındığında; çamurların 1-2 ton (kuru madde)/da miktarının Orta Anadolu sulu ekim nöbeti sisteminde (Buğday- Ş.Pancarı-K.Fasulye) optimum gübreleme ile elde edilebilecek verimi sağlamak üzere önerilebileceği ortaya konmuştur.
- Çamur uygulama miktarlarının hiçbirisi çimlenme, çıkış ve gelişmeyi olumsuz etkilememiş sadece 4 ton/da çamur uygulamasının, buğday denemelerinde başaklanma döneminden sonra yatmaya neden olduğu gözlemlenmiştir.

Araştırmada kullanılan çamurların buğday sap verimi ve dane ağırlığı üzerine artan dozlara bağlı olarak olumlu etki yaptığı belirlenmiştir. Diğer taraftan her üç tesise ait çamurun buğday tane protein oranını 2 ton/da dozundan başlamak üzere arttırdığı ve buna bağlı olarak kalite üzerine olumlu etki yaptığı tespit edilmiştir.

Ailincai ve diğ. (2009) tarafından, arıtma çamurlarının toprağın fizikokimyasal özellikleri üzerine etkisinin araştırıldığı çalışma 2004-2008 yıllarında yürütülmüştür. Çamur yıllık olarak 20, 40 ve 60 t/ha dozlarında uygulanmıştır. Toprağa 20 t/ha çamur uygulamasının P (58 ppm), Cu (19 ppm), B (0,51 ppm), Zn (149 ppm), ve Mn (397 ppm) miktarlarında artış gösterdiği belirlenmiştir. Toprağa 30 t/ha (18,5 lt/ha kuru madde) çamur uygulaması sonucu toprakta belirlenen metal konsantrasyonları AB direktifi 86/278/EEC sınır değerlerini geçmemiştir. Toprağa 60 t/ha çamur uygulandığı takdirde ise (37 t/ha kuru madde), 86/278/EEC ve Order no. 49 – 14 Ocak 2004 için belirlenen sınır değerleri sadece Zn aşmıştır. Toprağa 40 t/ha çamur uygulaması, toprağın humus içeriğinde dört yılın sonunda %2,82 – 3,79 artışa neden olmuştur. Araştırmacılara göre, erozyona uğramış meyilli arazilerde toprağa çamur uygulanması toprak özelliklerinin gelişmesinde etkilidir.

Angın ve Yağanoğlu (2009) araştırmalarında, arıtma çamurlarının toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerine olan etkilerini belirlemek amacıyla, 2004 - 2007 yılları arasında Iğdır ili Aralık İlçesi'nde çalışmalar yürütülmüştür. Deneme arazilerine 0 (Kontrol), 4, 8 ve 12 t/da miktarlarında arıtma çamuru uygulaması yapılmış, bu tarihten sonra arıtma çamuru uygulaması yapılmamıştır. Araştırmada, ASKİ Ankara Merkezi Atık Su Arıtma Tesisi'nden alınan anaerobik arıtma çamuru kullanılmıştır. Organik madde içeriği yüksek arıtma çamurunun, tuzlu-alkali toprağa uygulanması toprağın hem fiziksel hem de kimyasal özelliklerinde önemli değişikliklere neden olmuştur. Elde edilen etki, araştırmanın yürütüldüğü yıllara ve seçilen uygulama düzeylerine bağlı olarak farklılıklar göstermektedir. İncelenen bütün fiziksel ve kimyasal parametreler bakımından en yüksek etki en yüksek uygulama düzeyi olan 12 t/da ile elde edilmiştir. Ancak bu olumlu etki, toprak ESP'sinde arzu edilen seviyelere ulaşmamıştır. Dolayısıyla organik özelliğe sahip maddelerin bu gibi alanlara uygulanması, ıslah sonrası tercih edilmelidir. Sonuç olarak toprak fiziksel ve kimyasal özelliklerinin iyileştirilmesi ve toprak verimliliğinin sağlanması amacıyla kullanılacak olan arıtma çamurlarının önemli bir alternatif olduğu ve çevre açısından olumlu katkıda bulunacağı belirlenmiştir.

Delibacak ve diğ. (2009a) İzmir Menemen'de yürüttükleri çalışmada, toprağa 30, 60 ve 90 t/ha miktarlarında arıtma çamuru uygulamışlardır. Birinci ürün olarak fıstık bitkisi, ikinci ürün olarak da arpa ve bakla bitkileri yetiştirilmiştir. Denemenin 5 döneminde toprak örnekleri

alınarak analiz edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre toprağa arıtma çamuru ilavesi sonucu topraktaki tuz miktarı, organik madde miktarı, toplam, makro ve mikro besin miktarı, porozite, tarla kapasitesi, faydalı su miktarı ve agregasyon yüzdesi kontrol toprağına kıyasla artış göstermiş, pH ve kireç içeriklerinde önemli bir fark belirlenmemiştir. Arıtma çamurunun topraktaki mineralizasyonuna bağılı olarak çamurun toprak özelliklerine etkisi zamana bağılı olarak azalmıştır. Araştırma sonuçlarına göre 90 t/ha arıtma çamuru 2 yılda bir kez toprağın özelliklerini iyileştirmek için uygun miktardır.

Delibacak ve diğ. (2009b)'nin Menemen'de yürüttükleri çalışmada, çamurun toprağın bazı özelliklerine ve metal içeriklerine etkisini araştırmışlardır. 2003-2005 yıllarında yürütülen çalışmada toprağı 0, 30, 60 ve 90 ton ha çamur ilave edilmiştir. Arıtma çamuru ilavesiyle beraber toprakların toplam N, Cu, Pb ve Ni ile yararlı P, K, Ca, Fe, Cu, Zn, Mn miktarları da artmıştır. Ancak belirlenen değerler sınır değerlerin altında bulunmuştur.

Husseini (2009) tarafından kumlu ve kumlu tın kireçli toprakta çamur uygulamasının toprak özellikleri ve salatalık bitkisi verimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Sera denemesi olarak yürütülen çalışmada 25, 50, 75, 100 ve 125 ton/ha çamur miktarları kullanılmıştır. Çamur uygulaması salatalık bitkisinin ekiminden 2 ay önce 0-30 cm derinliğe yapılmıştır. Çamur uygulaması toprağın yararlı P ve iz elementler, çözünebilir katyon ve anyonlar, EC ve Cd, Co, Pb ve Ni içeriğini artırmıştır. Buna karşılık çamur uygulaması toprak pH'sı ile kireç kapsamını azaltmış, su tutma kapasitesi ve OM içeriğini arttırmıştır. Sonuç olarak, toprağın 30 cm üstüne çamur uygulaması toprağın kimyasal ve fiziksel özelliklerini olumlu yönde etkilemiş, salatalık bitkisi verimini arttırdığı ancak metal miktarlarındaki artışa dikkat edilmesi gerektiği araştırmacı tarafından vurgulanmıştır.

Tamrabet ve diğ. (2009) toprağı arıtma çamuru uygulamasının durum buğdayı (*Triticum durum* Desf.) verimi ve verim öğelerine etkilerinin araştırıldığı çalışmada, toprağı 33 kg/ha mineral gübre (üre) ile 20, 30 ve 40 ton kuru madde/ha çamur miktarları uygulamıştır. Araştırmacılar, durum buğday bitkisi veriminde en etkili miktarın 30 ton/ha çamur uygulamasının olduğu, yarı nemli koşullarda arıtma çamurunun durum buğday çeşidinde verimi olumlu etkilediğini ve güvenle kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Yaman (2009a) Türkiye, Avrupa Birliği ve Amerika Birleşik Devletleri'nde arıtma çamurunun tarımsal kullanımını konu alan yönetmelikleri ve çamur uygulama politikalarını karşılaştırmalı olarak analiz etmiştir. Bunun için, ilgili ülkelerin yürürlükte olan ve arıtma çamurunun tarımsal kullanımını dolaylı ya da doğrudan konu alan yönetmelikleri ele alınmıştır. Karşılaştırma yaparken bu yönetmeliklerde ortak olarak yer alan toprağı uygulanacak arıtma çamurunda,

arıtma çamuru uygulanacak toprakta bulunmasına, ve bir yılda toprakta birikimine izin verilen ağır metal sınır değerleri ve diğer parametreler ele alınmıştır. Ağır metal limitlerinin karşılaştırılmasında, her bir ülkenin çamur yönetmeliklerinde limit değerleri tanımlanan kadmiyum, bakır, cıva, nikel, kurşun ve çinkoya yer verilmiştir. AB değerleri 100 varsayılarak ABD ve Türkiye'nin kabul ettiği değerler orantılı olarak yeniden hesaplanmıştır. Böylece, ABD ve Türkiye'nin benimsediği değerlerin AB değerlerinden ne oranda saptığı ortaya konulmuştur. Sonuçta ABD'nin AB ve Türkiye'ye göre toprağa uygulanacak arıtma çamurunda bakır, kadmiyum, cıva, çinko ve nikel için daha yüksek, kurşun için daha düşük, arıtma çamuru uygulanacak toprakta incelenen tüm metaller için daha yüksek değerleri kabul ettiği anlaşılmıştır. ABD'nin 10 yıllık ortalamaya göre bir yılda toprağa verilmesine izin verilen ağır metal limitlerinde ise kadmiyum, cıva, nikel, bakır ve çinko için daha düşük değerleri, kurşun için aynı değerleri benimsediği gözlenmiştir. Arıtma çamuru yönetmeliğini yürürlüğe koyma sıralaması ise AB (1986), ABD (1993) ve Türkiye (2001) şeklinde olmuştur. ABD'nin benimsediği değerler AB ve Türkiye'ye göre çok yüksek bulunmuştur. Bu değerler sırasıyla toprakta birikimine izin verilen ağır metaller açısından kadmiyum için 19,5 kat, bakır için 15,7 kat, cıva için 13,6 kat, toprağa yıllık ortalama verilecek metaller açısından kadmiyum için 12,6 kat şeklinde olmuştur. Buna göre, ABD'nin arıtma çamuru kaynaklı toprak kirliliğini önleme bakımından korumacı bir politika benimsemediği iddia edilmiştir. Türkiye'nin ise bütün değerler için AB üst limitlerini benimseyerek sadece AB uyum sürecinin gereklerini yerine getiren bir politika izlediği görülmüştür.

Yaman (2009b) bir diğer çalışmada ise arıtma çamuru kullanılarak ve kullanılmadan yapılan arpa üretiminin ekonomik sonuçlarını karşılaştırmalı olarak incelemiş, çamur kullanımının verim, toplam masraflar, değişken masraflar, brüt gelir, birim maliyetler, kimyasal gübre kullanım miktarı gibi parametreler üzerindeki etkisini araştırmıştır. Tarımsal faaliyetlerinde arıtma çamuru kullanan 39 işletme, Ankara Atıksu Arıtma Tesisi'nden arıtma çamuru talep eden Türkobası, Gökler, Tekke ve Anayurt köylerinden tam sayım tekniğine göre seçilmiştir. Çamur kullanmayan 42 işletme ise ana kitleyi oluşturan 629 işletmeden işletme arazi genişliğine göre, %10 hata oranı ile basit tesadüfî örnekleme yöntemi kullanılarak belirlenmiştir. Sonuçta; çamur kullanılarak yapılan arpa üretiminde, çamur kullanılmayan parsellere göre, net gelir ve kullanılan kimyasal gübre miktarındaki farklılık %1 düzeyinde, dekara verim, brüt gelir ve birim maliyetlerdeki farklılık ise %5 düzeyinde anlamlı bulunmuştur. Toplam masraf ve değişken masraflar açısından %10 düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunmamıştır.

Yalçın ve diğ. (2009)'nin atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurunun buğday verimine, topraktaki ve bitkideki potansiyel toksik element kapsamına olan etkisini incelemek amacı ile yürüttüğü çalışmada yedi konulu üç tekerrürlü ve çakılı deneme gerçekleştirilmiştir. Araştırmada kullanılan arıtma çamuru, Eskişehir Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilmiştir. Denemede kontrol, optimum gübre, 1000 kg/da arıtma çamuru, 2000 kg/da arıtma çamuru, 3000 kg/da arıtma çamuru, 4000 kg/da arıtma çamuru ve 5000 kg/da arıtma çamuru kullanılmıştır. Araştırmada dekara 15–16 kg bezostaya 1 buğday çeşidi tohumu kullanılmıştır. Fosforlu gübre kaynağı olarak DAP ve azotlu gübre kaynağı olarak amonyum nitrat gübrelere kullanılmıştır. Fosforlu gübrenin tamamı ekim öncesi optimum parsellerine uygulanmıştır. Azotlu gübre ise yine toprak analiz sonuçlarına göre yarısı tohum ekiminden önce tarla yüzeyine verilerek karıştırılmıştır. Azotlu gübrenin diğer yarısı ise kardeşlenme dönemi başlangıcında el ile serpilerek uygulanmıştır. Denemelerinin her parselden toprak örnekleri alınmıştır. Alınan toprak örneklerinde potansiyel toksik element analizleri yapılmıştır. Buğday hasadından sonra yine her parselden toprak örnekleri alınarak analiz edilmiştir. Araştırmada, toprakların potansiyel toksik element analizleri yönünden değerlendirildiğinde; kurşun, kadmiyum, krom, bakır ve çinko elementlerinin toprak kirliliğinin kontrolü yönetmeliğinde verilen sınır değerler içinde kaldığı görülmektedir. Ancak topraklardaki nikel miktarı toprak kirliliğinin kontrolü yönetmeliğinde verilen sınır değerlerin üzerindedir. Uygulanan çamur miktarı ile bunun bir ilgisinin olmadığı ve Türkiye topraklarını oluşturan ana materyalde nikelin bulunması nedeni ile bu değerlerin yüksek çıktığı söylenmiştir. Buğdayın dane verimleri incelendiğinde; optimum gübre uygulaması ile dekara 2, 3 ve 4 ton arıtma çamuru uygulamalarının istatistiki olarak aynı gruba girdiği görülmüştür. Arıtma çamurunun kirlilettiği yükü de göz önünde bulundurulduğunda optimum gübre ile istatistiki açıdan aynı grupta yer alması nedeniyle dekara 2 ton arıtma çamuru uygulaması dikkate alınmalıdır. Buğday danesinde yapılan potansiyel toksik element analiz sonuçları Türk Gıda Kodeksi'nde verilmiş olan değerler ile karşılaştırılmıştır. Buğday danesindeki bakır miktarı 4,59 - 7,17 ppm, çinko miktarları 23,75 - 41,95 ppm, kadmiyum miktarı 0,11 - 0,30 ppm, nikel miktarı 1,24 - 3,85 ppm, kurşun miktarı 1,72 - 3,33 ppm, krom miktarı ise 1,48 - 2,14 ppm arasında değişmektedir. Elde edilen sonuçlarla uygulanan arıtma çamurunun buğday danesinde yapılan potansiyel toksik element analizi kapsamına etkisinin olmadığı değerlendirilmiştir. Arıtma çamuru uygulanan parseller ile uygulanmayanlar arasında buğday danesinde potansiyel toksik element yönünden fark belirlenememiştir. Ancak buğday danesindeki kurşun miktarının fazla olması deneme alanının çevre yolunun altında bulunması ve organize sanayi bölgesine yakın olmasından kaynaklandığını düşünülmektedir. Arıtma çamurunun kullanımında dikkate alınması gereken

diğer bir husus ise, özellikle uzun vadeli arıtma çamuru uygulamaları sonrasında, ağır metallerin yaprağı ya da meyvesi yenen tarım ürünlerinde, hububatlara göre daha fazla ağır metal kaldırmasıdır.

Anderson ve diğ. (2008) İngiltere’de arıtma çamurları ile beraber verilebilecek ağır metal maksimum limit değerlerinin belirlenmiş olmasına rağmen, bu limit değerlerinin altında ağır metal içeren çamurların toprağa ilave edilmesi durumunda toprağın biyolojik çeşitlilik ve aktivitesi üzerinde etkilerini belirlemek amacıyla bu çalışmayı yürütmüşlerdir. Çalışmanın sonuçlarına göre, çamur ilavesiyle artan organik madde miktarına bağlı olarak toprağın mantar popülasyonu ve çeşitliliğinde değişiklik olmasına rağmen, toprakta limit değerlerin üzerinde metal konsantrasyonunun artış göstermesi DNA ve RNA profilinde çok küçük değişikliğe neden olmuştur. Toprağa ağır metal limit değerlerinin altında Cd, Cu ve Zn içeren çamur ilavesinden sonra metal miktarlarında artış olmamasına rağmen mantar kominite yapısını ve RNA ve DNA profili değişmiştir; bunda da arıtma çamurunun türünün etkili olduğu, arıtma çamurunun çürütülmüş olması veya olmamasının mantar kominite yapısı üzerinde, çamurun ağır metal miktarından daha fazla etkiye sahip olduğu görülmüştür. Bu sonuçlara göre, mevcutta yürürlükte olan UK çamur ağır metal sınır değerleri toprağın mantar kominitesinin olumsuz etkisi olmamaktadır.

Bertoncini ve diğ. (2008) Brezilya’da kumlu bünyeli Oxisols toprağa arıtma çamuru ilave ettikleri çalışmada, çamur ilavesinin toprağın C, N ve P içeriği ile beraber katyon değişim kapasitesini de arttırdığını rapor etmişlerdir.

Delibacak ve diğ. (2008) tarafından yürütülen, arıtma çamurunun fıstık bitkisi verimine ve ağır metal ve iz element içeriği üzerine etkisinin araştırıldığı çalışmada, 0, 30, 60, 90 t ha⁻¹ çamur toprağa ilave edilmiştir. Sonuçlara göre, çamur ilave edilen topraklarda fıstık verimi ve fıstığın Fe, Cu ve Ni içerikleri hem 2003 hem de 2004 yıllarında artış göstermiştir. Fıstık çamı bitkisinin iz element ve bazı ağır metal içerikleri çamur uygulanmış topraklarda artış göstermiş olsa da bu değerler sınır değerlerin altında bulunmuştur.

Özyazıcı (2008) tarafından Bafra Ovası’nda, buğday, lahana, domates münavebesi için geçerli olmak üzere arıtma çamuru tarla ziraatında kullanılacağı zaman, bitkilerin agronomik verilerine göre dekara 2 ton verilmesi önerilebilmektedir. Bu miktardan fazla arıtma çamuru verildiğinde ise verimde önemli düşüşler meydana gelmektedir. Tavsiye edilen bu miktardaki arıtma çamuru uygulamasında ise, toprak analiz sonuçlarına göre, TKKY’de belirtilen sınır değerleri aşan, (toprağın) toplam kurşun, kadmiyum, krom, bakır, nikel ve çinko kapsamlarında herhangi bir birikime neden olmadığı tespit edilmiştir.

Şahin ve diğ. (2008) tuzlu ve alkali toprakların dispersiyon özelliğinden dolayı yıkanmalarının zor olduğunu vurgulamışlardır. Bundan dolayı donma ve çözmenin toprağın fiziksel özellikleri üzerindeki negatif etkisinin pahalı olmayan pratik yöntemlerle azaltılabileceğini belirtmişlerdir. Bu çalışmada toprağa %10, 20 ve 30 miktarlarında arıtma çamuru ve uçucu kül ilavesinin 3 farklı şiddette (3, 6 ve 9) donma ve çözme uygulamasının, toprağın geçirgenliği ve değişebilir sodyum yüzdesi üzerine etkisi araştırılmıştır. Laboratuvar koşullarında yürütülen çalışmada bozulmamış ve ürün yetiştirilmemiş toprak örneklerine yukarıda belirtilen dozlarda çamur ve kül ilave edilmiştir. Çamur ilave edilmiş toprağın kül ilave edilmiş topraktan daha fazla agregat stabilitesi, geçirgenlik ve daha düşük boşluklu hacim içerdiği belirlenmiştir. Toprağa %30 çamur uygulamasının toprakta donma ve çözmenin negatif etkisini ortadan kaldırdığı da saptanmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, toprağa arıtma çamuru ve uçucu kül ilavesi, tuzlu ve alkali topraklarda donma ve çözmenin negatif etkisini azaltmada alternatif bir çözümdür.

Wang ve diğ. (2008b) tarafından, arıtma çamurunun toprak ve çimin ağır metal içeriğine etkisini belirlemek amacıyla tarla denemesi yürütülmüştür. Arıtma çamuru 0, 15, 30, 60, 120 ve 150 t ha⁻¹ dozlarında uygulanmış, *Zoysia japonica* ve *Poa annua* çim çeşidi deneme materyali olarak kullanılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, toprağın besin madde içeriği ve organik madde içeriği çamur ilavesiyle beraber artmıştır. Çim bitkisinin biyokütlesinde de çamurla beraber artış belirlenmiştir. Toprağın ağır metal miktarlarında da çamurla beraber artış gözlenmiş, sadece çinko, kurşun ve bakır bakımından Çin Devleti tarafından konulan çevre limit değerlerinin altında Zn, Pb, Cu belirlenmiş, Cd ise limit değerlerinin üzerinde bulunmuştur. Bundan dolayı bu denemede kullanılan arıtma çamurlarının tarım alanlarında kullanılmaması gerekmektedir. Bu tür çamurların besin zinciri yoluyla Cd'un bulaşmayacağı ormanlık arazilerde ve çim alanları gibi, rekreasyon amaçlı alanlarda kullanılması uygundur.

Topaç ve Başkaya (2008) yaptıkları araştırmada, evsel nitelikli arıtma çamurlarının bitki besin düzeylerini incelemişlerdir. Bu amaca yönelik olarak altı farklı kaynaktan alınan evsel nitelikli arıtma çamurlarında serbest-değişebilir potasyum, bitkiye yarayışlı fosfor, toplam azot ve farklı mikrobiyal ayrışma direncine (yarayışlılık derecesine) sahip önemli organik azot fraksiyonları belirlenmiştir. Elde edilen bulgular çamur örneklerinin azot içeriği (%3,5 ile %6,2) yönünden topraklara önemli gübre etkisi yapabileceğini göstermiştir. Öte yandan, incelenen çamurların araziye uygulanması ile potasyum ve fosfor içeriği bakımından toprağa küçük bir katkı sağlanabilecektir. Araştırma sonuçları, arıtma çamurlarının azotlu gübre değerinin değerlendirilmesi için sadece toplam azot içeriğinin belirlenmesinin yeterli kriter olmayacağını da ortaya koymaktadır. Kısa ve uzun vadede yarayışlı formlara dönüşebilecek organik azotu

ifade eden hidroliz olabilir (HO) toplam organik azot konsantrasyonlarının çamurdan çamura farklılık gösterdiği ve bu fraksiyonun çamurdaki toplam azotun %66 ile %81'ini oluşturduğu tespit edilmiştir. İncelenen çamurlardaki HO organik azotu oluşturan fraksiyonlar, HO toplam organik azot içindeki oranları itibarıyla, “amid azotu > tanımlanmayan azot > α -amino azotu > heksozamin azotu” şeklinde sıralanmaktadır.

Al Zoubi ve diğ. (2008) arıtma çamuru kullanımının toprak ve bitkide ağır metal birikimi üzerine etkisinin denendiği tarla çalışmasında buğday ve mısır bitkisi yetiştirmiştir. Tarım Bakanlığı'nın izin verdiği miktarlarda inorganik gübre, azotlu ve azotsuz çamur ve kontrol uygulamalarının yer aldığı denemede çamur uygulamasını takiben toprakların organik madde, yayayışlı fosfor ve ağır metal kapsamalarının kontrole göre arttığı, azot değerlerinde önemli değişiklik olmadığı belirtilmiştir. Buğday bitkisinin verimi üzerinde çamur uygulaması ile inorganik gübre uygulaması arasında fark olmadığı, mısır bitkisi veriminin ise çamur uygulanmış topraklarda diğer uygulamalara kıyasla artmış olduğu belirlenmiştir. Araştırmacılar Suriye topraklarında yürüttükleri bu çalışmada, gerek toprağın gerekse kullanılan çamurun düşük miktarlarda ağır metal içermesine rağmen toprakta artan ağır metal konsantrasyonunun üründe artışa etki etse bile önemsiz olduğunu, önemli olan konunun toprakta toksisiteye yol açacak miktarlarda metalin zaman içerisinde birikmesi olduğunu ve bunun göz ardı edilmemesi gerektiğini vurgulamışlardır.

Casado ve diğ. (2007) toprağa 3 ayrı dozda (3, 6 ve 9 kg kompost/m²) AÇ uygulamasının toprağın fizikokimyasal özellikleri ile tatlı biber bitkisi (*Capsicum annuum* var. *annuum*) verimi üzerine etkisini araştırdıkları çalışmada kireçli bahçe toprağı kullanmışlardır. Tarla ve sera olmak üzere iki ayrı deneme yürütülen çalışmada toprağın OM, azot, yayayışlı P, kapsamı çamur ilavesiyle artmış, 9 kg kompost çamur/m² uygulanmış topraklarda ise toprağın EC ve tuz kapsamı ile ağır metal miktarlarının (Pb>Cr>Cd) arttığı belirlenmiştir. Kontrollü koşullarda yürütülen sera denemesinde yetiştirilen biber bitkisi verimi tarla denemesinde yetiştirilene göre daha fazla olmuştur.

Dölgen ve diğ. (2007) yaptıkları çalışmada bitki işleme sektöründe faaliyet yapan iki farklı işletmenin biyolojik atıksu arıtma tesisinden çıkan arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanılabilirliğini araştırmışlardır. Deneysel çalışmalar kapsamında öncelikle çamurun karakterizasyonu yapılmış; ardından değişik oranlarda çamur - kompost (toprak, kum ve çiftlik gübresi) karışımları hazırlanarak saksılara doldurulmuştur. Beş tekerrürlü olarak planlanan denemelerde seçilen bitki fideleri saksılara dikilmiş, bitki büyümesini takiben hasat sonrası alınan örneklerde bitkilerin gelişimi izlenmiş, ayrıca ağır metal birikimi ölçülmüştür. Sonuçlar

bitki gelişmesinin çamur oranından (yükünden), azot, fosfor ve potasyum gibi besin maddelerinden ve tuz içeriğinden etkilendiğini ortaya koymaktadır. Bu bağlamda bitki işleme çamurunun besin maddesi içeriğinin yüksek olması bitki gelişimini desteklemiştir. Tamamen çamur kullanılarak yapılan deneylerde en düşük yaprak sayısına ulaşılması ise tuzun toksik etkisi ile açıklanmıştır. Bitkisel yağ üretimi çamuru denemelerinde, besin maddesi eksikliği ve alkali koşulların bitki gelişimini olumsuz etkilediği kanaatine varılmıştır. Ayrıca, her iki çamurun metal içeriklerinin düşük olması nedeniyle uygulamalar sonucunda bitkide önemli ölçüde ağır metal artışının olmadığı tespit edilmiştir.

Hati ve diğ. (2007) yetersiz düzeyde agregat oluşumuna ve stabilitesine sahip tuzlu-alkali toprağa artan düzeylerde arıtma çamuru uygulamışlardır. Çalışmada uygulamanın agregat stabilitesi ve permeabilite katsayısı değerlerinde önemli artışa neden olduğu, permeabilite katsayısı değerlerinde meydana gelen bu artışın, agregasyonun iyileşmesi ve kütle yoğunluğundaki azalış ile ilişkili olduğu belirtilmiştir.

Hanay ve Hasar (2007) yaptıkları çalışmada, Kayseri ili Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi'nden elde edilen nihai arıtma çamurunun tarımsal amaçlı kullanım potansiyelini araştırmışlardır. Bu amaçla, temin edilen çamur numunelerinde, çeşitli ağır metal konsantrasyonlarına ve çamurun stabilitesini belirlemek amacıyla spesifik oksijen tüketim hızına bakılmıştır. İncelenen ağır metallere bakır ve kurşun değerleri 1750 ve 1200 mg/kg olup, standart değerlerden yüksek olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, çamurun spesifik oksijen tüketim hızı 0,62 mg/g katı madde.saat olarak bulunmuştur. Bu değer çamurun stabil olduğunu göstermektedir. Özetle, Kayseri ili Atıksu Arıtma Tesisi'nden çıkan arıtma çamurunun araziye uygunluğunun belirlenmesi amacıyla özellikle çamurun kalite kriterlerinden olan ağır metal içeriklerinin değerlendirilmesi sonucu çamurun ağır metal konsantrasyonunun yüksek olduğu bulunmuş ve arıtma çamurlarına herhangi bir işlem yapılmadan direk tarımsal alanlara uygulanmasının mümkün olmadığı belirlenmiştir. Ayrıca, bu çamurun elektriksel iletkenliğinin yüksek olması toprakta mikrobiyal aktiviteyi etkileyen önemli bir faktör olup özellikle fazla tuzlu çamurun toprağa ilavesiyle topraktaki nutrientlerin döngüsü azalmakta ve fitotoksitete neden olmakta olduğu vurgulanmıştır. Bu nedenle, sözü edilen arıtma çamurunun tarımsal toprağa uygulanmasının uygun olmadığı sonucuna varılmıştır.

Pascual ve diğ. (2007) arıtma çamuru ve kimyasal gübrelerin toprak üzerindeki potansiyel etkilerini ortaya koymak amacıyla laboratuvarında inkübasyon denemesi yapmışlardır. Deneme 64 gün devam etmiş ve 140 ton/ha arıtma çamuru uygulanmıştır. Denemede 2 farklı su seviyesi kullanılmış, su tutma kapasitesi %6 ve %60 olarak tutulmuştur. Toprağın yarayırlı azot, fosfor

ve elektriksel iletkenlik değerleri çamur ilavesiyle beraber artış göstermiş, su tutma kapasitesi %60'ta tutulan topraklarda ise çamur ilave edilmiş topraklarda enzim aktiviteleri (*proteaz*-BAA, fosfataz and b-glukosidaz) ve mikrobiyal biyoktle karbonu, solunum ve dehidrogenaz aktivitesi kontrol ve kimyasal gübre ilave edilmiş topraklardan daha az bulunmuştur. Sonuç olarak kuru koşullar altında toprağın mikrobiyal aktivitesi mineral gübre ilavesinden ziyade arıtma çamuru gibi organik gübre ilave edilmiş topraklarda daha yüksektir.

Singh and Agrawal (2007)'in arıtma çamuru uygulamasının Beta vulgaris bitkisi üzerine etkisinin araştırıldığı saksı denemesinde çamur %20 ve %40 (ağırlık/ağırlık) oranlarında toprağa uygulanmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, çamur uygulaması sonrası toprağın pH'sı düşmüş, EC, OM, değişebilir Na, K, Ca N, yararlı P değerleri kontrole göre artmıştır. Çamur uygulaması aynı zamanda toprakların Pb, Cr, Cd, Cu, Zn ve Ni konsantrasyonlarının artmasına neden olmuştur. Toprakların Cd kapsamaları Hindistan sınır değerlerinin altında bulunmuştur. Toprakta artan metal miktarına bağlı olarak bitkinin kök ve gövdesinde Ni, Cd, Cu, Cr, Pb ve Zn miktarları kontrol bitkilerine kıyasla artmıştır. Bitkide belirlenen Cd, Ni ve Zn değerleri Hindistan sınır değerlerinin üzerinde belirlenmiştir. Arıtma amuru uygulaması aynı zamanda bitki kök uzunluğu, yaprak alanı ve kök biyokütlesinde düşüşe neden olmuştur.

Yukarıda bahsi geçen ağır metallere ek olarak iz organik kirleticilerin de toprakta birikebileceği, bitkiler tarafından topraktan alınabileceği ve besin zinciri sayesinde insanlara ulaşabileceği konusunda endişeler de mevcuttur. Tarım arazilerine uygulanan arıtma çamurlarından kaynaklanacak uçucu kirleticilerin buharlaşarak tarlalarda çalışan çiftçilerin sağlıklarına zarar verme potansiyelleri de vardır. Hatta bunlara ek olarak arıtma çamurundaki kirleticilerin yağmur ve sulama suyu ile yeraltı suyuna sızma ve bu yeraltı suyunu içme suyu olarak kullanan insanlara zarar verme riski de bulunmaktadır. Dolayısı ile arıtma çamuru tarım arazisine uygulanmadan önce detaylı karakterizasyonu yapılmalı ve çamurdaki mevcut kirleticilerin hem tarım arazisinde çalışan çiftçilere hem de civarda yaşayan insanlara ulaşabileceği tüm potansiyel maruziyet yolları göz önüne alınarak insan sağlığı üzerindeki riskleri hesaplanmalıdır.

Akdeniz vd. (2009), üç yıl süreli yürüttükleri tarla denemesinde, 0,7 , 1,4 ve 2,1 ton/gün dozlarında arıtma çamuru ve 5, 10 ve 15 kg/gün dozlarında azot gübresini 4 tekrarlamalı parsellere ilave etmişler ve bu uygulamanın *garden burnet* bitkisi üzerine etkilerini araştırmışlardır. Araştırma sonucuna göre verim bakımından kimyasal gübre ile çamur uygulamaları arasında önemli fark belirlenmemiş ancak toprağın Fe, Zn ve Cr içeriklerinin çamur uygulanmış topraklarda önemli miktarda artışa neden olduğu belirtilmiştir.

Ailincai vd. (2009), Moldova'da yürüttükleri 3 yıllık tarla denemesinde farklı oranlarda uyguladıkları arıtma çamurunun buğday danesi element içeriklerine etkisini araştırmışlardır. Araştırmacılar 30 ton/da arıtma çamuru ilave edilmiş toprakta yetişen buğday danesi Zn içeriğini 13,6 mg/kg, Cu içeriğini 0,42 mg/kg olarak belirlemiş; danedeki Cd, Pb ve Ni içeriklerinin ise deteksiyon limitlerinin altında olduğunu belirtmişlerdir.

Ahmed vd. (2010), Mısır'da kireçli bir toprağa 6 farklı dozda arıtma çamuru uygulaması yapmışlar ve arpa bitkisi (*Hordium Vulgare*, Giza 123) yetiştirmişlerdir. Araştırmacılar çamur ilavesine bağlı olarak kireçli toprakta pH'nın düştüğü, EC'nin ve N ve P değerlerinin arttığını belirtmişlerdir. En fazla arpa verimi en yüksek azot içeriği olan topraklarda belirlenmiştir.

Domene vd. (2010), çalışmalarında arıtma çamurlarının 9 farklı toprakta *Folsomia candida* üzerine olan toksik etkisini; suda çözünebilir iyonlar, pH ve EC'nin etkilerini araştırmışlardır. Yüksek organik karbon içeriği amonyumun biyolojik alınabilirliğinin azalmasına bağlı olarak arıtma çamurun daha düşük olumsuz etkisine neden olmakta, C/N oranı ve pH'da meydana gelen artış ise muhtemelen nitrifikasyonu engellemesinden ve alkali topraklar için uygun olmamasından dolayı çamurun toksik etkisini artırmaktadır. Kızılkaya (2010), sera ve tarla koşullarında arıtma çamuru kompostunun buğday bitkisinin dane ve sap verimi ile toksik metal kapsamına etkisini araştırdıkları çalışmada, farklı oranlardaki arıtma çamuru kompostu uygulamalarında 322,50 – 626,83 kg da⁻¹ arasında değişen miktarlarda buğday verimi elde etmiştir.

Begum (2011), kompost ve stabilize arıtma çamuru ve azotlu gübrelemenin mısır bitkisi üzerine etkisini belirlemek amacıyla 7 uygulama konusunda tarla denemesi yürütmüş ve özellikle stabilize çamurunun yüksek 2 dozunda (80 ve 160 Mg/ha) verimde önemli ölçüde artışlar belirlemiştir. Makro elementler, iz elementleri ve ağır metallerin de belirlendiği çalışmada, stabilize çamur ilave edilmiş uygulamalarda kontrole göre önemli artışlar belirlenmiştir. Toprağın pH'si, P, Ca ve Mg içeriklerinin düştüğü, buna ilaveten organik madde kapsamının arttığı çamur uygulamalarında yetişen mısır bitkisi ağır metal kapsamlarının da artış gösterdiği ortaya konmuştur.

Ünal vd. (2011) yaptıkları araştırmada; Kocaeli ili İçme Suyu Tesisi arıtma çamurunun, kesme çiçek çeşitlerinden Arpa Zambağı (*Freesia spp.*) yetiştiriciliğinde kullanılabilirliğini belirlemeye çalışmışlardır. Araştırma, 2004-2006 yılları arasında 2 yıl tekrarlamalı saksı denemesi şeklinde yürütülmüştür. Tesadüf parselleri deneme desenine göre 4 tekerrürlü olarak düzenlenen denemede, arıtma çamuru saksılara 0, 30, 60, 90 ve 180 t ha⁻¹ hesabı ile uygulanmıştır. Arıtma çamuru uygulamasından 7 gün sonra her bir saksıya 50 mg kg⁻¹ NPK

gübrelemesi yapılmış ve 23-26 mm çapındaki *Freesia* spp. yumrularından 5'er adet dikilerek tarla kapasitesinde sulanmıştır. Arıtma çamuru uygulamasının toprağın nem, pH, EC, kireç, organik madde, KDK, toplam N, alınabilir P, değişebilir K, toplam ve ekstrakte edilebilir ağır metal kapsamı üzerine etkileri belirlenmiştir. Araştırma sonuçlarına göre, artan çamur dozu ile birlikte toprağın; pH, EC, kireç, organik madde, KDK, alınabilir P, değişebilir K değerleri artmıştır ($P<0.05$). Topraktaki toplam N miktarı bakımından, çamurun tüm dozları ile kontrol arasında $P<0.01$ derecesinde farklılık vardır. Arıtma çamuru uygulanan toprakların toplam Cd, Ni, B Pb, Cr ve Zn kapsamı artan çamur dozuna bağlı olarak artmasına rağmen bu artış istatistiksel olarak önemli bulunmamış, buna ilave olarak deneme topraklarında belirlenen söz konusu ağır metal konsantrasyonları Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde pH'sı 6'nın üzerinde olan topraklar için müsaade edilen sınır değerlerin çok altında bulunmuştur. Artan miktarlarda toprağa uygulanan arıtma çamuru *Freesia* spp. bitkisinin gelişimini etkilemiş olup; çamurun farklı dozları bitki başına elde edilen çiçek sayısı, kandil sayısı, yumru çapı ve yumrudan elde edilen yavru sayısını kontrole göre artırmıştır.

Angın ve Yağanoğlu (2011), arıtma çamurunun tarımsal kullanımda kısa dönemde toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerinin değişmesine katkısı olduğunu bildirmişlerdir. Arıtma çamurlarının 0, 40, 80, 120 t ha⁻¹ uygulama düzeyleri ile yapılan araştırmalarda; artan arıtma çamuru dozlarına bağlı olarak toprakların DTPA ile ekstrakte edilebilir Fe, Cu, Zn ve Mn içeriklerinin arttığı, bu artışın istatistiksel açıdan önemli ($P<0,05$) olduğu belirtilmiştir.

Kabir vd. (2011), arıtma çamurunun yüksek besin içeriğine sahip ucuz bir materyal olduğunu, ancak özellikle endüstriyel atıkların bulaştığı çamurların toprak ve üründe ağır metal riski taşıdığını belirtmişlerdir. Araştırmacılar Bangladeş'te yürüttükleri tarla denemesinde 5 farklı N uygulamasının yanı sıra, 60, 120, 200 ve 300 t/ha çamur uygulaması yapmışlar ve çeltik yetiştirmişlerdir. Araştırmada, çamur dozu arttıkça verimin, toprağın N ve P kapsamının da arttığı, buna paralel olarak tanede ve toprakta ağır metal miktarlarının da arttığı belirlenmiş; en iyi verim ise 35 kg/ha N ve 120 kg/da çamur uygulanmış parsellerde tespit edilmiştir.

Khan (2011), organik ilavelerin buğday bitkisi ve toprak özelliklerine etkisini belirlemek amacıyla saksı ve tarla denemesi yürütmüş; bu amaçla toprağa 40 t/ha çamur, 50 t/ha kül ilave etmişlerdir. Buğday sapı ve tanesi verimi tüm uygulamalarda kontrole göre fazla bulunmuş, en yüksek artış ise çamur uygulamasında belirlenmiştir. Hasat topraklarında yapılan analizlere göre de, toprağın tüm fiziksel ve kimyasal özellikleri çamur ilavesinden olumlu etkilenmiştir. Çamur uygulamasından sonra toprağın hacim ağırlığı azalmış, toplam boşluklar hacmi ise artmıştır. Toprak bünyesinde bir değişiklik olmamış, pH azalmış, EC ise artış göstermiştir (0.38

dS/m'den 1.32 d/Sm'e yükselmiştir). Çamur uygulanmış topraklarda diğer uygulamalara göre NPK, Zn, Cu, Fe ve Mn değerleri en yüksek belirlenmiş; organik madde miktarı 8200 mg/kg'dan 9540 mg/kg'a yükselmiş; benzer şekilde toprağın N ve kapsamı da çamur uygulamasında en yüksek değere ulaşmıştır. Araştırmacı toprağa çeşitli organik materyal ilavesinin toprak ve bitki üzerinde olumlu etkilerde bulunduğunu ancak metal ve iz elementlerin bitki için tehlikeli olabilecek boyutlara yükselme olasılığına karşı dikkatli olunması gerektiğini belirtmiştir.

Tanase vd. (2011), kompostlanmış arıtma çamurunun mısır ve yulaf bitkisi verimi ve verim ögeleri ile toprak parametreleri üzerine etkisini belirlemek amacıyla tarla denemesi yürütmüşlerdir. Araştırmacılar literatürde belirtilen sonuçlara benzer şekilde çamur ilavesinin yarayışlı fosfor ve ürün verimini artırdığını; kompostlanmış arıtma çamurundaki besin elementlerinin yarayışlılığını maksimize etmek için bitkinin besin elementine ihtiyaç duyduğu periyotta toprağa uygulanması gerektiğini belirtmişlerdir.

Vaca vd. (2011), arıtma çamuru, kompostlanmış arıtma çamuru ve inorganik gübrelemenin bazı toprak özellikleri ile mısır bitkisi verim kalitesine etkisini araştırmak amacıyla tarla denemesi yürütmüşlerdir. Araştırma sonucuna göre, arıtma çamuru uygulamasında toprakta belirlenen P, Zn ve organik maddedeki artış diğer uygulamalardan $P<0.05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Araştırma sonucunda, ilaveten tane veriminin çamur uygulamalarında inorganik gübrelemelere göre artış gösterdiğini, mısır tanesi ağır metal miktarlarında ise önemli artışlar olmadığı belirlenmiştir.

Yaman ve Olhan (2011), yaptıkları araştırmada, arıtma çamuru kullanılarak ve kullanılmadan yapılan buğday üretiminin ekonomik sonuçlarını belirlemeyi amaçlamıştır. Araştırma kapsamında, çamur kullanımının verim, toplam masraflar, değişken masraflar, brüt gelir, birim maliyetler, kimyasal gübre kullanım miktarı gibi parametreler üzerindeki etkisi belirlenmiştir. Araştırma verileri Ankara'nın 3 farklı ilçesinden seçilen arıtma çamuru kullanan 39 ve kullanmayan 42 işletmeden anket yoluyla toplanmıştır. Buğday üretiminde çamur kullanımını sonuçlarını analiz etmek için Bağımsız Örneklem t testi kullanılmıştır. Araştırma sonuçları; çamur kullanımının buğday verimini %17.63, brüt kârı %64.90 artırdığını, üretim maliyetini %26.01 azalttığı göstermiştir. Çamur kullanılarak yapılan tarımsal üretimde çamur kullanılmayan parsellere göre net gelir ve kullanılan kimyasal gübre miktarı ($P<0.01$), dekara verim ve birim maliyetlerdeki ($P<0.05$) farklılıklar önemli bulunmuştur. Toplam masraf, değişken masraf ve brüt gelir açısından ise önemli bir ilişki bulunmamıştır.

Ailincăi vd. (2012), Romanya'da 5 yıllık ürün rotasyonunda arıtma çamurunu 20, 30, 40 ve 60 t/ha dozlarında uygulamışlar ve cambic hernozyem bir toprakta yürüttükleri denemede, 30 t/ha çamur ilavesinin alınabilir P, Cu, B, Zn ve Mg miktarlarını artırdığını belirtmişlerdir. 40 t/ha arıtma çamuru, azotlu ve fosforlu gübreye kombine uygulandığı parsellerde toprağın kimyasal özelliklerinde önemli iyileştirmelere neden olmuş, bitki veriminde ise önemli artışlar sağlamıştır. Her 2 yılda bir 20 ve 30 ton/ha çamur uygulamasında (8 yıl çamur uygulamasının ardından) ise toprak pH'si 0,4 birim artış göstermiş, toprağın P ve K kapsamı da benzer şekilde artmış, toprak organik karbon miktarındaki artış ise %18 ve %28 olarak kaydedilmiştir. Mısır ve buğday bitkisi tanesinde belirlenen Cu ve Zn değerleri ise 30 t/ha çamur uygulanmış parsellerde kontrol parseline kıyasla 2-4 kat fazla bulunmuştur.

Angın ve Yağanoğlu (2012), arıtma çamurunun etkisini belirlemek amacıyla 2 yıllık tarla denemesinde 0, 4, 8 and 12 t/da dozlarında arıtma çamuru uygulamışlardır. Araştırma sonucuna göre, arpa bitkisi verimi ve verim parametreleri ile ağır metal içerikleri artan çamur dozuna bağlı olarak artmıştır. En etkili doz olarak da 12 t/da'ı belirleyen araştırmacılar, bu sonucun ekolojik koşullara ve çamurun özelliğine göre değişebileceğini ve daha fazla çalışmanın yapılmasına ihtiyaç olduğunu belirtmişlerdir.

Černý vd. (2012), Çernozyem bir toprakta mısır bitkisinde azot noksanlığını ortaya koymak amacıyla N gübrelemesi ve arıtma çamuru uygulaması yaparak tarla denemesi kurmuşlardır. Araştırma sonucunda kontrole göre en yüksek sıralık mısır verimi çamur uygulamalarında belirlenmiş, her iki deneme yılında da çamur uygulamaları verimi %19-25 oranında artırmıştır.

Dalias (2012), yaptığı çalışmada az yağışlı dönemlerin arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklardaki buğday üretim potansiyeline ve dane kalite karakteristiklerine olan etkilerini incelemiştir. Topraktaki optimum nem seviyesinin mikrobiyal aktiviteleri hızlandırarak, organik maddelerin besin maddesine dönüşümünü (mineralizasyon) hızlandırması sebebiyle arıtma çamurunun kurak koşullarda verime olan etkisinin, yağışlı zamanlardan daha az olması beklenir. Yapılan bu çalışmada, kurak dönemde az miktarda gerçekleşen mineralizasyonun başka bir gübre gerekmeden, bitki için gerekli besin maddesi ihtiyacını karşıladığı tespit edilmiştir.

Lakhdar vd. (2012), kompostlanmış ve kompostlanmamış arıtma çamurunun buğday bitkisinin (*Triticum durum* L.) fotosentetik aktivitesi üzerine etkisini araştırdıkları çalışmada, 300 t/ha'a kadar farklı dozlar denemiştir. Araştırmada, maksimum net fotosentez oranı ve maksimum stoma iletkenliği 100 t/ha kompostlanmış çamur uygulamasında belirlenmiştir. Başlıca membran lipidlerinde belirlenen Ni, Pb, Cu ve Zn miktarlarındaki artış 200 ve 300 t/ha

kompostlanmış ve kompostlanmamış çamur uygulamalarında belirlenmiş, buna bağlı olarak da bu uygulamalarda düşük fotosentez aktivitesi belirlenmiştir. Sonuçta araştırmacılar kompostlanmış arıtma çamurunun 100 t/ha dozunu ağır metal birikiminin kritik birikimiyle beraber buğday kültivasyonu için uygun olduğunu, buna karşın uzun dönemli tarla denemelerine ihtiyaç duyulduğunu belirtmişlerdir.

Rezig vd. (2012), Sudan’da iki yıllık periyotta yürüttükleri tarla denemesinde bitki artıkları ve arıtma çamurunun buğday ve guar ürün rotasyonunda toprak özellikleri ve verim üzerine etkilerini incelemişlerdir. Arıtma çamurunun 10 t/ha dozunda uygulandığı denemede, su tutma kapasitesi dışında diğer toprak fiziksel özelliklerinin uygulamalardan etkilenmediği; bitki artığı ve çamur uygulamasının KDK ve organik karbonu önemli derecede artırdığı; inorganik gübrelerle kombine uygulamalarında ise toprak pH’sinde önemli azalmalar meydana geldiği tespit edilmiştir.

Özyazıcı vd. (2012), arıtma çamuru uygulamalarının toprağın bazı mikro element kapsamı üzerine etkilerini belirlemek üzere tarla denemesi yapmışlardır. Tesadüf blokları deneme deseni ve “buğday+beyaz baş lahanaya+domates” münavebe sistemi esas alınarak yürütülen çalışmada, arıtma çamurunun 0, 10, 20, 30, 40 ve 50 t ha⁻¹ dozları ile optimum kimyasal gübreleme (NP) uygulaması yapılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, artan dozlardaki arıtma çamuru uygulaması ile toprağın ekstrakte edilebilir demir, bakır ve çinko içeriklerinin arttığı, mangan kapsamında ise herhangi bir değişimin olmadığı tespit edilmiştir. Araştırmada uygulanan işlemler sonucunda aşağıdaki görüşlere varmışlardır: toprakların Fe, Cu, Zn ve Mn yönünden yapılan sınıflandırmaya göre (Lindsay ve Norvell, 1978); toprakta ekstrakte edilebilir Fe ve Cu hem kontrol toprağında hem de uygulama sonrası toprakta yeterli düzeyin üzerinde olduğu, ekstrakte edilebilir Zn, kontrol toprağında az seviyede iken, arıtma çamuru uygulamaları sonrası yeter/fazla düzeye ulaştığı, ekstrakte edilebilir Mn ise, hem kontrol toprağında hem de araştırmada ele alınan uygulamalar sonucunda yeter düzeyin altında olduğu ve toprakların Mn yönünden “az” sınıfında yer aldığı görülmüştür. Evsel ve kentsel arıtma çamurlarının, bitkilerin ihtiyaç duyduğu besin elementlerinden Fe, Cu, Zn ve Mn miktarlarının artırılmasında önemli katkılar sağlayabileceği düşünülmektedir. Bafra Ovası toprakları genellikle alkaline reaksiyonlu oldukları için, bitkilerde sıkça mikro besin elementi eksiklikleri görülmektedir. Bu nedenle, toprakların kireç bakımından da zengin olduğu göz önüne alındığında, arıtma çamuru kullanımının uygun olacağı görüşüne varılabilir. Ancak, yüksek ağır metal içeriğine sahip arıtma çamurlarının aynı alana uzun yıllar boyunca uygulanması, bu elementlerin topraklardaki hareket kabiliyetlerinin sınırlı olmasından dolayı, toprak ağır metal içeriğinin artmasına neden

olabilen önemli bir risk faktörüdür. Bu nedenle tarımsal alanlara uygulanacak arıtma çamurlarının seçiminde bu faktörün göz önünde bulundurulması, sürdürülebilir toprak yönetimi için oldukça önemlidir.

Özyazıcı ve Özyazıcı (2012), arıtma çamurunun toprağın bazı temel verimlilik parametreleri üzerine etkilerini belirlemek üzere tarla denemesi yürütmüşlerdir. Tesadüf blokları deneme deseni ve “buğday+beyaz baş lahana+domates” münavebe sistemi esas alınarak yürütülen çalışmada, arıtma çamurunun 0, 10, 20, 30, 40 ve 50 t ha⁻¹ dozları ile optimum kimyasal gübreleme (N+P) uygulaması yapılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, artan dozlardaki arıtma çamuru uygulaması ile toprağın; pH'sında azalma, EC, organik madde, toplam N ve alınabilir P değerlerinde artış, kireç ve alınabilir K içeriklerinde ise herhangi bir değişimin olmadığı tespit edilmiştir.

Shaheen vd. (2012), arıtma çamurunun toprakta DTPA ile ekstrakte edilebilir Cu ve Zn üzerine etkisini belirlemek amacıyla yaptıkları inkübasyon denemesinde kontrole göre toprakların DTPA ile ekstrakte edilebilir Cu ve Zn kapsamalarının önemli derecede arttığını belirtmişlerdir.

5.6.1.1.Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılmasına Yönelik Risk Değerlendirmeleri

Arıtma çamurları, %40-80 arasında kuru organik madde ile nitrojen ve fosfor gibi besleyici öğeler içeren yararlı ürünlerdir (Schowanek ve diğ., 2004). Arıtma çamurları, arazi ıslahı gerektiren tarım ve ormanlık alanlarda ve meralarda toprağa uygulanabilirler (USEPA, 2000). Toprak uygulaması, EPA tarafından arıtma çamurunun veya arıtma çamurundan elde edilmiş yan ürünlerin (kompost ya da topaklanan arıtma çamuru gibi), toprak kalitesini arttırma özelliklerinden yararlanmak amacıyla, arazi yüzeyinin altına ya da üstüne yayılması, spreyleneceği, enjeksiyon ya da karıştırma yoluyla toprağa eklenmesi” olarak tanımlanmıştır (USEPA, 1994c). Arıtma çamurlarının tarımsal arazi uygulamalarında kullanılmalarının yukarıda da bahsedildiği gibi (i) toprak özelliklerinin iyileştirilmesi, (ii) bitki kök gelişimi için daha uygun koşulların sağlanması, (iii) bitki örtüsünün kuraklık dayanıklılığının arttırılması ve (iv) bitki gelişimi için gerekli besin maddelerinin sağlanması gibi birçok yararı vardır. Buna ek olarak, arıtma çamurları, pahalı kimyasal gübrelere alternatif olarak kullanılabilirler ve topraktan sızarak yeraltı su kaynaklarına veya yüzey sularına karışmaları diğer inorganik gübrelere kıyasla daha az kirlenmeye sebep olur (Wang ve diğ., 2009).

Farklı devletlerin, arıtma çamurlarının toprak uygulamalarına yönelik farklı standartları mevcuttur. Örneğin, Amerika Birleşik Devletleri (ABD) arıtma çamurları için EPA'nın 19 Şubat 1993'te, Temiz Su Yasası (Clean Water Act) çerçevesinde hazırladığı “Part 503 Rule” olarak adlandırılan bir yasa uygulamaktadır. Bu yasa, genel olarak, yönetim uygulamaları,

metaller için kirletici limitleri ve patojenler için teknolojiye dayanan işlevsel standartlar gibi halk sağlığını ve çevreyi korumaya yönelik kısıtlamalar içermektedir. Yasaya göre, toprağa uygulanacak olan arıtma çamurları, içlerinde bulundukları metaller için risk-bazlı kirletici limitlerini, patojen ve vektörler için ise işletimle ilgili standartları sağlamalıdır.

Avrupa Birliği Konseyi'nin 12 Haziran 1986'da yayınladığı Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılması Sırasında Doğanın ve Toprağın Korunmasına Yönelik Arıtma Çamuru Direktifi (86/278/EEC) de bir yandan arıtma çamurunun doğru kullanımını teşvik ederken bir yandan da tarımda kullanımını düzenlenmeyi ve arıtma çamurunun toprak, bitki örtüsü, hayvanlar ve insanlar üzerindeki zararlı etkilerini önlenmeyi amaçlamaktadır (AB direktifi 86/278/EEC). Yönetmelik, üye ülkelerin kendi standartlarını oluşturmalarında yararlanmaları amacıyla arıtma çamurunda bulunan yedi birleşen için kirletici konsantrasyon aralıkları önermektedir. Her üye ülke kendisi için, tavsiye edilen değerlerden daha katı standartlar belirleyebilmektedir (National Reserach Council, NRC, 2002).

ABD ve Avrupa Birliği ülkelerinin arıtma çamurlarının tarımsal alan uygulamalarının düzenlenmesinde kullandıkları yaklaşımlar birbirinden farklılık göstermektedir. Bazı Avrupa Birliği ülkeleri metallerin birikiminin minimizasyonu yaklaşımını benimserken, diğer Avrupa Birliği ülkeleri ve ABD ise risk değerlendirme çalışmaları gerçekleştirerek konsantrasyon limitleri belirleme yoluna gitmişlerdir (NRC, 2002). Bu iki farklı yaklaşım, değişik ülkeler tarafından yürürlüğe konulan standartlarda önemli değişikliklere sebep olmaktadır. Ayrıca, ülkeler, standartlarını risk-bazlı çalışmalarla belirleseler bile değerlendirme sürecinde kullanılan bazı faktörler farklı standart değerlerinin seçilmesine neden olmuştur. Farklı risk-bazlı standartların seçilmesindeki en önemli faktör, ülkelerin risk değerlendirmesi çalışmalarını farklı alıcılar (insan, hayvan, bitki, toprakta yaşayan organizmalar gibi) için yapmalarıdır.

Tablo 5.1'de, EPA'nın Part 503 Rule ve Avrupa Birliği'nin 86/278/EEC Yönetmeliği'nde tarımsal alanında kullanılacak arıtma çamurundaki ağır metaller için uygulanan limit değerler karşılaştırılmaktadır. Avrupa Birliği ülkelerinin büyük çoğunluğunda ağır metal konsantrasyon limitleri direktifte verilenlerden daha düşüktür. Fransa, İtalya ve Lüksemburg yönetmeliklerinde patojenler için de sınır değerler mevcuttur. Avusturya, Belçika-Flandra, Danimarka, Almanya, Fransa ve İsveç ise yönetmeliklerinde organik bileşikler için standartlar bulundurmaktadır (NRC, 2002).

Tablo 5.1: Arıtma çamurundaki ağır metaller için sınır değerleri (tarımsal kullanım için)
(mg/kg kuru madde) (AB direktifi, 86/278/EEC)

Parametreler	ABD*	Avrupa Birliği
Kadmiyum	39	20-40
Bakır	1500	1000-1750
Nikel	420	300-400
Kurşun	300	750-1200
Çinko	2800	2500-4000
Civa	17	16-25
Krom	-	-
Arsenik	41	-
Molibden	-	-
Selenyum	100	-

* EPA Part 503 kapsamında “Pollutant Concentration Limits” baz alınmıştır

5.6.1.2.Sağlık Riski Değerlendirmesi

Arıtma çamurları, içerdikleri toksik kimyasallar, bulaşıcı organizmalar, endotoksinler ve hücrel bileşenler nedeniyle hafif alerjik reaksiyonlardan ciddi ve kronik sağlık sorunlarına kadar giden bir yelpazedeki olumsuz sağlık etkilerine neden olabilmektedirler. Sağlık ve güvenlikle ilgili problemler tüm dünyada üzerinde dikkatle durulan konulardır. Bu nedenle, arıtma çamurlarının tarımsal alanlarda uygulanmalarından önce, insan sağlığında yaratabilecekleri zararlı etkilerinin, sağlık riski-bazlı çalışmalar ile araştırılmaları gereklidir (NRC, 2002).

Risk değerlendirme, olası olumsuz etkilerin şiddetlerinin ve olasılıklarının belirlenmesi işlemidir (NRC, 2002). Sağlık riski değerlendirme, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından “çevresel kirliliğe maruz kalan nüfusun sağlığı üzerindeki etkilerin belirlenmesi yöntemi” olarak tanımlanmaktadır (WHO, 2004). Sağlık risk analizi temel olarak 4 basamaktan oluşmaktadır:

- Tehlikeli maddelerin tespiti
- Maruz kalma değerlendirme
- Doz-tepki analizi
- Risk karakterizasyonu

Tehlikeli Maddelerin Tespiti:

Risk değerlendirmesi çalışmasının ilk adımı olan tehlikeli maddelerin tespiti aşamasında ‘Bu kirletici insan sağlığına ve/veya çevreye zarar verebilir mi?’ sorusu cevaplandırılmaktadır. Öncelikle, insan sağlığı ve/veya evre için risk oluşturabilecek tüm kirleticiler, sağlık etkileri ve insanların maruz kalma durumu, bitkilerin kirleticiyi bünyelerine almaları, kirleticilerin fototoksisiteleri, evcil hayvanlar ve vahşi yaşama etkileri ile kirleticinin arıtma çamurlarında ortaya çıkma sıklığına göre belirlenmektedir (USEPA, 1995). Tehlikeli maddeler, zararlı olma ihtimallerine göre değil, zararlı olma potansiyellerinin bulunup bulunmamasına göre tespit edilmektedir (NRC, 2002).

Tehlikeli maddelerin tespiti aşamasında insanda kanser ya da kanser dışında olumsuz sağlık etkileri yaratabilecek kirleticilerin belirlenmesi amaçlamaktadır. Sağlık riski değerlendirmesinin ilk basamağı olan tehlikeli maddelerin tespiti, doz-tepki analizi için uygun yaklaşımları belirlemek için gerekli bilgiyi sağlamaktadır (USEPA, 2005). Tehlikeli maddelerin tespiti için gerekli olan bilgiler, çevresel izleme verileri, epidemiyolojik ve hayvanlar üzerinde yapılan deneyler ile diğer deneysel çalışmalardan elde edilmektedir (NRC, 1994).

Maruz kalma değerlendirmesi:

Maruz kalma, bir organizmanın bir madde ile temas etmesi olarak tanımlanmaktadır. Maruz kalma değerlendirmesi ise maruz kalmanın büyüklük, sıklık, süre ve maruziyet yolu açısından nicel ve nitel tespiti veya tahmini olarak ifade edilmektedir (USEPA, 1988). Maruz kalma değerlendirmesi çalışmasından elde edilen sonuçlar, kimyasala özel toksisite bilgileri ile bir araya getirilerek olası risklerin hesaplanmasında kullanılırlar.

Maruz kalma değerlendirmesi çalışmaları, taşınım yolları baz alınarak yapılmaktadır. Tehlikeli maddenin, kaynaklandığı sahadan reseptöre ulaşana kadar izlediği her bir yol, farklı bir taşınım yolu olarak tanımlanmaktadır (USEPA, 1988). Bu yolun belirlenmesi için tehlikeli maddelerin kaynağı, tehlikeli maddelerin buldukları ortamdaki yayılım mekanizmaları, tehlikeli maddelerin çeşit ve sahadaki yeri, bu kimyasalların çevresel akıbeti (dayanıklılıkları, farklı toprak, su, hava gibi çevresel ortamlara dağılımları, taşınım ve çevresel ortamlar arasındaki transferleri) ile alıcıların yer ve aktiviteleri, maruziyet yolları, temasın yoğunluğu ve sıklığı ve tehlikeli maddelerin zamana ve mekana bağlı konsantrasyonlarının bilinmesi gerekmektedir (NRC, 1994; USEPA, 1988). Maruziyet noktaları (tehlikeli madde ile olası temas halinde

bulunulan nokta) ve maruziyet yolları (yutma, soluma, deri teması gibi) her taşınım yolu için ayrı tanımlanmalıdır (USEPA, 1988).

Sağlık riskleri, Oluşabilecek Maksimum Maruziyet (OMM) miktarına göre hesaplanır. EPA'nın 1989'da yayınlamış olduğu "Superfund Sahaları için Risk Değerlendirmesi Rehberi (A Risk Assessment Guidance for Superfund)" adlı dokümana göre OMM'in hesaplanmasında çeşitli maruziyet parametrelerinin ortalama ve üst-sınır değerlerinin bir arada kullanılması gereklidir. Bu şekilde hesaplanan maruziyet değeri oluşabilecek maruziyetin üst-sınırını temsil edecektir. Bu, genellikle her taşınım yolu için maruziyet miktarının %90-%95'lik dilimi olarak yorumlanmaktadır.

Doz-tepki analizi:

Doz-tepki analizi, toksisite bilgilerinin değerlendirilmesi ve maruz kalınan tehlikeli madde dozu ile maruz kalan alıcıda olumsuz sağlık etkileri oluşması arasındaki ilişkinin niteliksel olarak belirlenmesi işlemidir (USEPA, 1988). Doz-tepki analizi, farklı dozlara maruz kalan insanlarda oluşabilecek potansiyel risklerin değerlendirilmesi olarak da tanımlanabilir (USEPA, 2005). Doz ve toksik tepki arasındaki nitel ilişkinin belirlenmesi bu aşamanın temel amacıdır ve bunun gerçekleştirilebilmesi için çeşitli matematiksel modeller kullanılabilir. Elde edilen doz-tepki ilişkisi kullanılarak tehlikeli maddeler için toksisite değerleri (referans dozlar ve kanser eğim faktörleri) belirlenir. Bu toksisite değerleri daha sonra tehlikeli maddelere maruz kalan alıcılar için olumsuz sağlık etkilerinin tahmininde kullanılır (USEPA, 1988). Referans dozları ve eğim faktörleri (i) risk karakterizasyonu aşamasında farklı maruziyet seviyelerinde oluşacak sağlık risklerinin (insan sağlığına olumsuz etkilerin olma olasılığı) tahmininde, (ii) alınacak farklı kararlar ile risklerin azaltılacağı seviyelerin belirlenmesinde veya (iii) farklı tehlikeli maddelerden kaynaklanacak risklerin ve sağlık etkilerinin karşılaştırılmasında kullanılabilir (USEPA, 1988; USEPA, 2005).

Risk karakterizasyonu:

Risk karakterizasyonu, sağlık riski değerlendirmesinin önceki aşamalarından elde edilen bilgilerin bir araya getirilerek oluşacak risklerin nitel ve nicel olarak belirlendiği son aşamadır. Kanser dışındaki olası sağlık etkileri vücuda alınacağı hesaplanan tehlikeli madde miktarı ile toksisite değerlerinin karşılaştırılmasıyla, potansiyel kanser riskleri ise alıcının belli bir tehlikeli maddeye hayatı boyunca maruz kalması sonucunda kanser geliştirmesi ihtimalindeki artış olarak tanımlanır ve alıcının vücuduna alacağı hesaplanan tehlikeli madde miktarı ve bu maddeye has doz-tepki bilgileri kullanılarak hesaplanır (USEPA, 1988). Risk

karakterizasyonun amacı, kaynağından alıcıya ulaşan tehlikeli bir maddenin belirli koşullar altında, miktarına ve çeşidine göre olumsuz etkilerinin belirlenmesidir(NRC, 1994).

Kanser ve kanser dışındaki sağlık etkileri sırasıyla riskler ve tehlike indisleri kullanılarak karakterize edilir. Kanserojenler için riskler, bir bireyin yaşamı boyunca olası bir kanserojene maruz kalması sonucunda kansere yakalanma olasılığındaki artış olarak hesaplanır. Diğer bir deyişle, kanser riski bireyin belli bir tehlikeli maddeye maruz kalmasından dolayı kanser olma riskindeki ek artıştır(USEPA, 1988). Eğim faktörü (SF), reseptörün hayatı boyunca her gün vücuduna alacağı hesaplanan ortalama tehlikeli madde miktarını o bireyin kanser olma olasılığına dönüştürmektedir (USEPA, 1988).

$$Risk = CDI \times SF$$

Bu formülde;

RISK: bir bireyin kansere yakalanma olasılığı (birimsiz)

CDI: 70 yıl boyunca reseptörün kronik günlük ortalama tehlikeli madde alım miktarı (mg/kg-gün)

SF: eğim faktörüdür (mg/kg-gün)⁻¹

Olası kanser dışındaki sağlık etkileri, belirli bir süre boyunca (örneğin yaşam boyu) maruz kalınan miktarın benzer bir maruz kalma süresi için hesaplanmış olan referans dozu ile karşılaştırılmasıyla hesaplanmaktadır (USEPA, 1988). Maruz kalınan miktarın toksisiteye oranı tehlike indisi olarak adlandırılır (USEPA, 1988):

$$\text{Tehlike indisi} = \frac{E}{RfD}$$

Bu formülde;

E: maruz kalınan miktar ya da vücuda alınan miktar

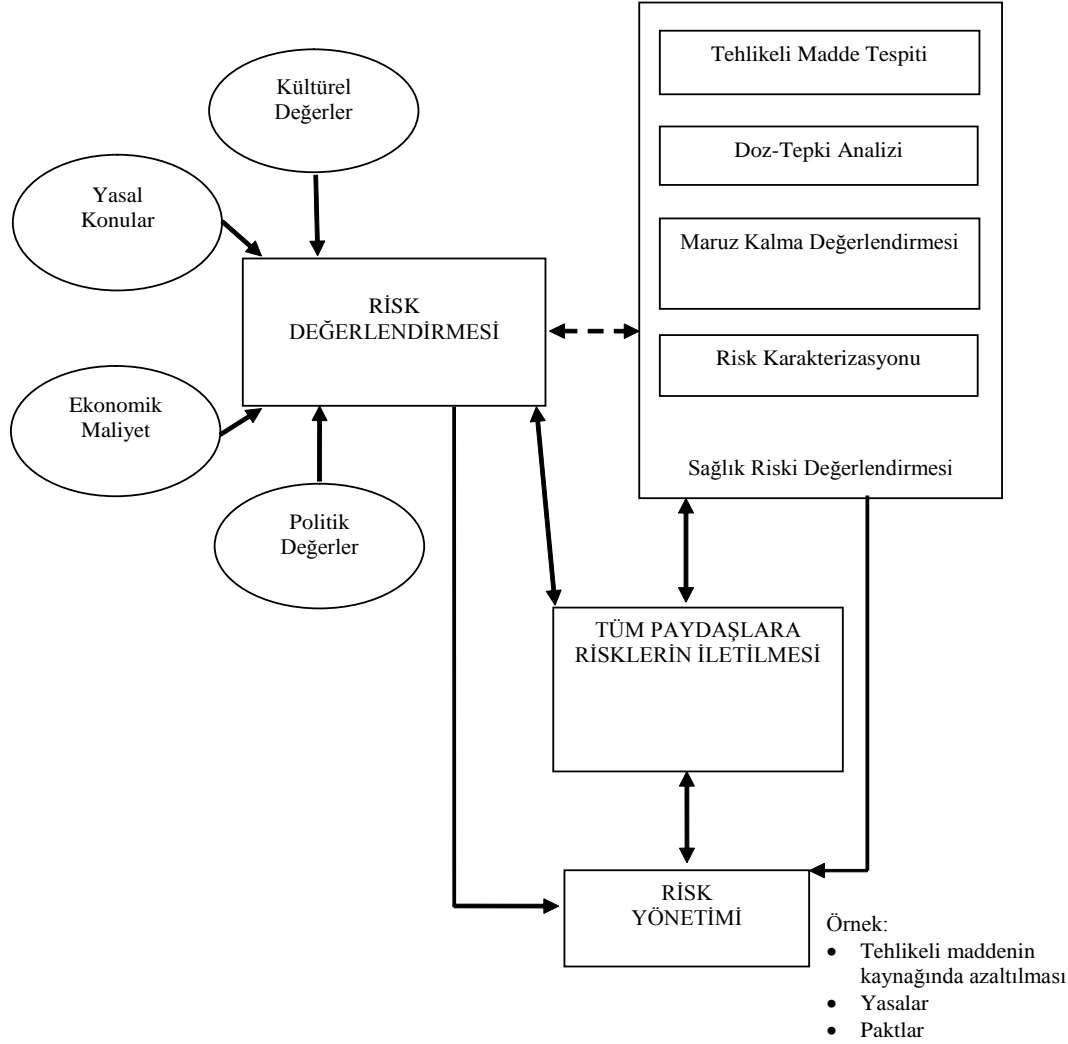
RfD: referans dozdur ve her iki parametre için aynı birim kullanılmalıdır.

Çevresel değerlendirme ve çevre politikalarında kullanılan diğer yaklaşımlardan farklı olarak risk değerlendirmesi ve yönetiminin başlıca hedefi risklerin ortadan kaldırılması değil, risklerin doğru bir şekilde hesaplanması ve risk yöneticilerine bu risklerin azaltılması maliyetleri, farklı tehlikeli maddelerden kaynaklanan risklerden hangisine öncelikli olarak müdahale edilmesi gerektiği ve genellikle önlenemez ve kabul edilebilir riskler arasındaki dengenin belirlenmesinde ihtiyaç duyacakları yöntemleri/araçları sağlamaktır (NRC, 2002).

Risk yönetimi:

Risk yönetimi, politika alternatiflerini değerlendirmek ve uygun, toplumsal veya kurumsal önlemleri belirlemektir (NRC, 2002). Risk karakterizasyonunun sonunda ortaya çıkan sonuçlar,

sosyal, ekonomik ve politik kısıtlamalar ile birlikte değerlendirilerek risklerin azaltılması hedeflenmektedir. Risk değerlendirmesinin ve risk yönetiminin temel bileşenleri Şekil 5.1’de verilmektedir.



Şekil 5.1: Risk değerlendirmesi ve risk yönetiminin ana bileşenleri (NRC, 2002’den türetilmiştir)

Risk karakterizasyonundaki en önemli işlemlerden biri de belirsizliklerin tanımlanmasıdır. Risk değerlendirmesi boyunca her bir aşamada hesaplamalara çeşitli belirsizlikler eklenmesine rağmen belirsizliğin en büyük kaynağı doz-tepki modelleridir. Risk analizlerini gerçekleştiren kişiler tüm belirsizlikleri açıkça ortaya koymalıdır ki karar vericiler bu bilgiler ışığında daha sağlıklı ve bilinçli kararlar verebilsinler.

5.6.1.3. Arıtma Çamuru için Risk Değerlendirmesi

Risk değerlendirmesinin ve yönetiminin ana hedefi risklerin hesaplanması ve risk yöneticilerine risk azaltma maliyetlerini, mevcut diğer riskleri ve kabul edilebilir riskleri bildirerek yöneticilerin risk seviyelerine karar vermesine yardımcı olmaktır.

Yukarıda da belirtildiği gibi, arıtma çamurunda bulunan ağır metallerin ve iz organik kirleticilerin toprakta birikebileceği, bitkiler tarafından topraktan alınabileceği ve besin zinciri sayesinde insanlara ulaşabileceği konusunda endişeler mevcuttur (Laternus, ve diğ., 2007). Dolayısıyla, tarım arazilerine uygulanan arıtma çamurlarından kaynaklanacak tehlikeli maddelerin çeşitli taşınım yolları ile tarlalarda çalışan çiftçilere ve uygulama alanı çevresinde yaşayan insanlara zarar verme riski bulunmaktadır. İnsanların yanı sıra arıtma çamurlarında bulunan tehlikeli maddelerin arıtma çamurlarının uygulandıkları alanda yetiştirilen bitkilere ve bu alanlarda ve çevresinde yaşayan hayvanlara ve organizmalara da zararlı etkileri olabilir. Bu sebeplerden dolayı arıtma çamuru tarım arazisine uygulanmadan önce detaylı karakterizasyonu yapılmalı ve çamurdaki mevcut kirleticilerin hem tarım arazisinde çalışan çiftçilere hem de civarda yaşayan insanlara, ve ekolojik alıcılara (toprakta yaşayan organizmalar, hayvanlar ve bitkiler) ulaşabileceği tüm potansiyel taşınım yolları göz önüne alınarak insan sağlığı ve ekolojik alıcılar üzerindeki riskleri hesaplanmalı ve arıtma çamurunun tarım alanlarındaki uygulamaları yasalarla denetlenmelidir.

Arıtma çamurlarının toprak uygulamaları için kullanılacak olan risk-bazlı bir yaklaşım, hem tehlikeli maddelerin insan ve ekolojik alıcılar üzerindeki etkilerinin belirlenebilmesi için uygun bir ölçü tanımlamalı hem de tahmin edilen etkileri nicel olarak değerlendirebilecek savunulabilir bir yöntem sunmalıdır. Risk bazlı yaklaşımın sonucu olarak kabul edilebilir bir maruziyet seviyesi belirlenebilmelidir. Ayrıca, kabul edilebilir risk seviyesinin sağlanabilmesi için gerekli olan teknik kontroller ve politik işlemler de tanımlanmalıdır (NRC, 2002).

ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA), 1993 yılında arıtma çamurunun toprak uygulamalarında kullanılmasını düzenleyen bir yasa (Part 503) çıkartmıştır. EPA, 1970'lerden beri risk değerlendirme çalışmaları yapmaktadır ve sağlık riski değerlendirmesi çalışmaları hala geliştirilmeye devam edilmektedir. 1983 yılında Ulusal Bilimler Akademisi (National Academy of Sciences (NAS)), "Federal Devlet'te Risk değerlendirme: Sürecin Yönetimi (Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process)" adlı bir döküman yayınlamıştır. Bu doküman, genel olarak "Kırmızı Kitap (Red Book)" olarak adlandırılmaktadır. Risk değerlendirme çalışmalarının kronolojik gelişimi Şekil 5.2'de verilmiştir.

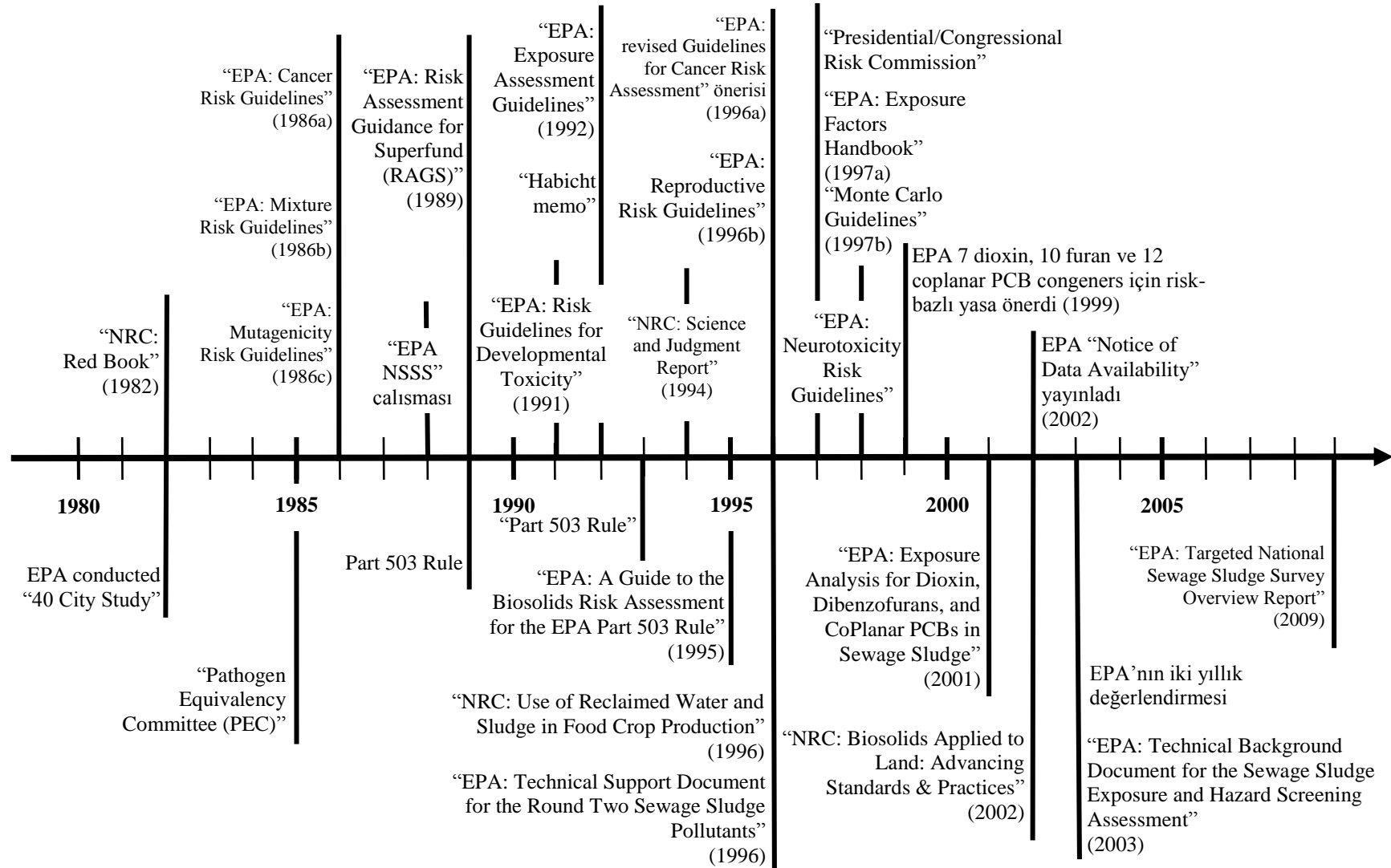
Arıtma çamurundan kaynaklanan tehlikeli maddelerin insan ve ekolojik alıcılara ulaşması pek çok taşınım yolu vasıtasıyla gerçekleşebilir. EPA'nın düzenlediği Part 503 Rule yasasına göre, on dört değişik taşınım yolu tespit edilmiştir. Tablo 5.2 her bir taşınım yolu için ilgili alıcıları göstermektedir. EPA tarafından her bir taşınım yolu ve alıcı için hem insanlar hem de ekolojik alıcılar için riskler hesaplanmış ve bu riskler baz alınarak arıtma çamurları için kirletici limitleri belirlenmiştir.

5.6.1.4.Arıtma Çamurları için Kirletici Limitleri

İnsan sağlığını ve çevreyi korumak amacıyla EPA, risk değerlendirmesi yöntemlerini kullanarak arıtma çamurları için standartlar (Part 503 Rule içinde “kirletici limiti” olarak anılmaktadır) geliştirmiştir. Risk bazlı standartlar, geçilmemesi gereken maksimum seviyeler olarak ifade edilmektedir (NRC, 2002).

Arıtma çamurlarının toprak uygulamaları bağlamında kullanılan “kirletici limiti” tanımı ise bir kirleticinin toprağa uygulandığında insan ve çevreye zarar vermeyecek kirletici uygulama oranı veya konsantrasyonu. Toprak uygulamalarında kullanılan taşınım yolları için belirlenen kirletici limitleri farklı birimlerde sunulabilir. Bunlar arasında, inorganikler için kümülatif kirletici uygulama oranı (RPc), pek çok organik için yıllık kirletici uygulama oranı (RPa) ve kirletici için referans konsantrasyon (RSC) vardır. Örneğin, “EPA Part 503 Rule için Arıtma Çamuru Risk Değerlendirmesi Rehberi (A Guide for Biosolids Risk Assessment for the EPA Part 503 Rule)” adlı raporda on dört farklı taşınım yolu ve on inorganik kimyasal için farklı birimlerde sınır değerler sunulmuştur (Tablo 5.3).

Tehlikeli maddelerin belirlenmesi aşamasında bazı kimyasallar çalışma dışı bırakılmıştır ve Tablo 5.3’de bunlar için değerler verilmemiştir. Buna ek olarak, kurşun için RfD değerleri mevcut olmadığından, kurşun bazı taşınım yolları için (1 ve 2) değerlendirmeye alınmamıştır. Bazı taşınım yolları için ise hiç bir uygulama miktarı olumsuz etkilere sebep olmadığından “sınırsız” ibaresi kullanılmıştır (USEPA, 1995). Tablo 5.3 baz alınarak, her inorganik madde için en düşük kirletici limiti ve kritik taşınım yolu yine EPA'nın Part 503 yasasında tanımlanmıştır. Tablo 5.4’te bu limitler ve ilgili taşınım yolları verilmiştir.



Şekil 5.2: ABD’de risk değerlendirme çalışmalarının kronolojik sıralaması (NRC, 2002’den türetilmiştir)

Tablo 5.2: EPA Part 503 Rule’da tanımlanan on dört taşınım yolu ve ilgili alıcılar (USEPA, 1995)

Yol	Alıcı
1. Arıtma çamuru → Toprak → Bitki → İnsan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamuru-toprak karışımında yetişen bitkiyle beslenen insan (bahçıvan hariç)
2. Arıtma çamuru → Toprak → Bitki → İnsan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamuru-toprak karışımında yetişen bitkiyle beslenen bahçıvan (kendi bahçesinden elde ettiği ürünleri yiyen)
3. Arıtma çamuru → İnsan	Arıtma çamuru yiyen çocuk
4. Arıtma çamuru → Toprak → Bitki → Hayvan → İnsan	Tüm yaşamı boyunca hayvan (arıtma çamuru-toprak karışımında yetişen bitkilerden yapılan yemi yiyen) ürünleri ile beslenen insan
5. Arıtma çamuru → Toprak → Hayvan → İnsan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamuru-toprak karışımını yiyen hayvan ürünleri ile beslenen insan
6. Arıtma çamuru → Toprak → Bitki → Hayvan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamuru-toprak karışımında yetişen bitkilerle beslenen hayvan
7. Arıtma çamuru → Toprak → Hayvan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamuru ile beslenen hayvan
8. Arıtma çamuru → Toprak → Bitki	Arıtma çamuru ile karıştırılmış toprakta yetişen bitkide gelişecek fototoksiste
9. Arıtma çamuru → Toprak → Toprak → Organizma	Arıtma çamuru-toprak karışımı ile beslenen toprak organizması
10. Arıtma çamuru → Toprak → Toprak → Organizma → Toprak → Organizma → Avcı	Arıtma çamuru-toprak karışımı ile beslenen toprak organizması ile beslenen canlı
11. Arıtma çamuru → Toprak → Toz → İnsan	Tüm yaşamı boyunca partikülleri teneffüs eden yetişkin insan (traktör ile tarlayı süren sürücü)
12. Arıtma çamuru → Toprak → Yüzey Suyu → İnsan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamurularından kaynaklı kirlilik içeren suyu içen ve balık ile beslenen insan
13. Arıtma çamuru → Toprak → Hava → İnsan	Tüm yaşamı boyunca havada uçucu halde bulunan arıtma çamuruları teneffüs eden insan
14. Arıtma çamuru → Toprak → Yeraltı suyu → İnsan	Tüm yaşamı boyunca arıtma çamurularından kaynaklı kirlilik içeren kuyu suyunu içen insan

Tablo 5.3: Toprak uygulamaları için arıtma çamuru risk değerlendirmesi sonuçları (USEPA, 1995)

Taşıyım yolu	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Kirletici	RPc	RPc	RSC	RPc	RSC	RPc	RSC	RPc	RPc	RPc	RPc	RPc	RPc	RPc
Arsenik	6700	930	41			1600	3100					66000		1200
Kadmiyum	610	120	39	1600	68000	140	650			53		63000		Sınırsız
Krom			79000				19*104	3000				Sınırsız		12000
Bakır			10000			3700	2000	1500	2900			Sınırsız		Sınırsız
Kurşun			300			11000	1200			5000		Sınırsız		Sınırsız
Civa	180	370	17	1500	24000							1100		Sınırsız
Molibden			400			18	530							
Nikel	63000	10000	820			1800	5400	420				Sınırsız		13000
Selenyum	14000	1200	100	15000	13000	790	130							
Çinko	16000	3600	16000	150000	220000	12000	36000	2800						

Tablo 5.4: Toprak uygulamaları için risk değerlendirmesi ile belirlenmiş olan kirletici limitleri (USEPA, 1995)

Kirletici	Kritik taşınım yolu için en fazla maruz kalan birey	En kritik taşınım yolu	Kirletici limiti (RPc) (kg-kirletici/ha)	Kirletici limiti (RSC) (µg-kirletici/g-arıtma çamuru-kuru ağırlıkta)
Arsenik	Arıtma çamuru yiyen çocuk	3	41	41
Kadmiyum	Arıtma çamuru yiyen çocuk	3	39	39
Krom	Bitki fototoksisitesi	8	3000	3000
Bakır	Bitki fototoksisitesi	8	1500	1500
Kurşun	Arıtma çamuru yiyen çocuk	3	300	300
Civa	Arıtma çamuru yiyen çocuk	3	17	17
Molibden	Yem yiyen hayvan	6	18	18
Nikel	Bitki fototoksisitesi	8	420	420
Selenyum	Arıtma çamuru yiyen çocuk	3	100	100
Çinko	Bitki fototoksisitesi	8	2800	2800

5.6.2. Arıtma Çamurlarının Kurutulması ve Ek Yakıt Olarak Kullanımı

Arıtma çamurları yukarıda sayılan özelliklere ek olarak yüksek oranda su içermektedir. Tipik olarak atık aktif çamur %1 oranında kuru madde konsantrasyonuna sahipken, yoğunlaştırıcı sonrası bu miktar %5-6 oranında kuru maddeye, susuzlaştırma sonrası da % 20-25 oranında kuru maddeye çıkabilmektedir. AÇ’nda daha yüksek oranda kuruluk (%10 dan az nem) istendiği takdirde AÇ’nın kurutulması gerekir. AÇ içindeki suyun kademeli olarak giderilebilmesinin sebebi çamurda farklı şekillerde “bağlı su” bulunmasıdır. Mekanik susuzlaştırma ile yaklaşık %25-35 oranında kuru madde elde edilir. Termal kurutucular ile çamurdaki katı madde konsantrasyonu %90 in üzerine çıkarılabilmektedir (Flaga, 2007).

Çamurlar kurutulmadan tarım ve orman alanlarında, kömür maden yatakları gibi bozulmuş alanlarda ve park bahçelerde kullanıldığı gibi; kurutulan çamurların da ısı ve elektrik elde etmek için, çimento fabrikalarında ya da kömürlü santrallerde ek yakıt olarak kullanıldığı

bilinmektedir. Alternatif olarak biyogaz eldesi, gazifikasyon, piroliz, yaş oksidasyon, hidroliz, hidrotermal oksidasyon ve mikrodalga-yüksek basınç işlemi gibi çeşitli yöntemler uygulandığı belirtilmiştir (Ayvaz, 2000).

Kalderis ve diğerlerinin 2010'da yaptığı araştırmaya göre Avrupa'daki birçok ülke, artan çamur miktarı ve buna bağlı olarak azalan alan sebebiyle çamurlarını düzenli depolama sahalarına göndermek yerine, çamur geri dönüşüm, yeniden kullanım ve biyogaz üretim yöntemleriyle değerlendirmektedirler. Depolamayı azaltmak ve tesisleri alternatiflere yönlendirebilmek için yürürlükte bulunan Atıkların Düzenli Depolama Direktifi (99/31/EC) Madde 5 gereğince, 2016 yılından itibaren tesislerin sadece 1995 yılında ürettikleri ve biyolojik olarak parçalanabilen atıkların %35'ini depolama sahalarına gönderebilecekleri bilinmektedir (European Commission, 2009). Bu nedenlerle Avrupa'daki birçok tesis, depolama yerine geri dönüşüm yöntemlerinden kompostlamayı tercih etmektedir. Bu tesislerde biyolojik olarak parçalanabilen evsel atıklarla ya da yeşil atık ve hayvan gübresiyle birlikte kompostlanmış çamur, toprak iyileştirme ve arazi rehabilitasyonunda kullanılmaktadır. Ancak, çamur değerli bir gübre olmasına rağmen ağır metal, patojen mikroorganizmalar ve çeşitli organik kirleticiler içerdiğinden toprakta kullanımı endişe yaratmaktadır (Kalderis ve diğ., 2010). Kirlilik yükü tarımsal uygulamalar için kabul edilemeyecek seviyede olan AÇ için en önemli yararlı kullanım yöntemini yakma oluşturmaktadır. Yakma, kısıtlı düzenli depolama sahaları ve tarımsal uygulamaya getirilen sağlanması gittikçe zorlaşan kriterler nedeniyle son yıllarda Avrupa Birliği ülkelerinde çamurun bertarafı için en önemli metot olarak görülmeye başlanmıştır. Arıtma çamurlarının organik madde açısından zengin oldukları için yakıt ya da ek yakıt olarak kullanılma potansiyelleri yüksektir. Yakma sırasında çamur içindeki organik maddeler yanarak karbon dioksit ve su buharına dönüşür, bunun yanında ısı da elde edilir. Bu ısı sistemde doğrudan kullanılabilirdiği gibi elektrik enerjisi elde edilebilmesi için buhar üretilmesini sağlar. Yakma, çamurun kütlesini ve hacmini büyük ölçüde azaltan bir bertaraf yöntemidir. Yakma sonucunda elde edilen çamur hacmi, susuzlaştırılmış çamurun hacminin %10 una kadar düşmektedir (Fytili ve Zabaniotou, 2008). Çamurların hacmini ve içerisindeki kirleticileri azaltmak için pek çok ülke örneğin Hollanda, Almanya ve Fransa yakma alternatiflerini tercih etmekte; fakat bu işlemin de fazla enerji harcadığı bilinmektedir (Kalderis ve diğ., 2010). Avrupa'daki yukarıda bahsedilen depolama uygulamasının terk edilmesi yönündeki değişime örnek olarak, Polonya'da 2000-2007 yılları arası depolama oranının azaldığı, termal ve toprak uygulamalarının arttığı görülmektedir. Yapılan Polonya Yönetim Planına göre 2010-2018 yılları arasında termal uygulamaların artması ve tarımsal uygulamaların azalması

beklenmektedir. Bunu desteklemek için Polonya’da yürürlükte olan yönetmeliklerde çeşitli değişiklikler yapılmaktadır. Buna örnek olarak 2013 yılından itibaren geçerli olacak yönetmelik gereğince, çamurun depolanabilmesi için kalorifik değerinin belirlenen limit değerinin altında olması gerekmektedir (Werle ve Wilk, 2010).

Türkiye’de ise 3 Ağustos 2010 tarihinde yürürlüğe giren 27661 sayılı “Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik” gereğince kapasitesi bir milyon eşdeğer nüfusun üzerinde olan tesislere ait arıtma çamurlarının en az %90 kuru madde değerine kadar kurutulması şartı getirilmiştir. Ancak çamur üreticilerinin %90 kuru madde değerine ulaşmadan, kullanımının teknik ve ekonomik açıdan uygunluğunu belgelemesi halinde Bakanlıkça %90 kuru madde değerine ulaşması şartı aranmamaktadır. Bu da ülkemizde çamur kurutma işlemini önemli bir boyuta getirmektedir. Çamur kurutma sistemleri termal kurutma ve güneşle kurutma sistemleri olarak iki temel yöntemle gerçekleştirilmektedir.

Küresel ısınma ve çevresel sorunların yanı sıra arıtma çamuru depolamanın maliyetli ve geçici bir çözüm olduğu gerçeği göz önünde bulundurulduğunda, çamur hacminin azalması ve çamurun bir ürün değeri kazanmasında termal kurutma büyük rol oynar (Fonda ve Lynch, 2009).

Gray (2010) çalışmasında termal kurutma ile ıslak çamurların kuru madde oranlarının tipik olarak %90 ile %95 aralığına çıkarılabilmekte olduğunu vurgulayarak, kurutma işlemleri esnasında işletim şartlarının kontrolünün sağlanamaması durumunda çamurun yanma riskinin bulunduğunu vurgulamıştır. Termal kurutma cihazlarının yüksek ilk maliyetleri ve işletme maliyetlerinin olmasının da termal kurutmanın dezavantajlarından sayıldığı belirtilmiştir. Termal kurutma sistemleri enerji ihtiyacını şebeke elektriği yerine başka kaynaklardan da edinebilirler. Çin’de kurutma için gerekli olan enerji miktarını azaltmaya yönelik yapılan bir çalışmaya göre (Ma vd., 2011) termik santrallerin atık gazları çamur kurutmak için kullanılabilir. Kurulan sistemde atık gaz ve kuruyan çamurun temas süresi arttırılmış ve çamur katı madde oranının %70’in üzerine çıkması sağlanmıştır. Bu şekilde hem kurutma için gerekli olan enerji azaltılmış hem de bu enerjinin üretimi sırasında ortaya çıkacak yıllık 16400 ton CO₂ emisyonu engellenmiştir.

Termal kurutma sistemlerinin diğer kurutma sistemlerine göre avantajları çamurun su içeriğinin büyük ölçüde azaltılması, çamurdaki katı madde konsantrasyonunun %90 ın üzerine çıkarılabilmesi, çamur hacminin 4-5 kat azaltılması, çamurun kalorifik değerinin önemli ölçüde artması ve yakılmasının kolaylaşması ve çamurda hijyen ve stabilite sağlanması olarak belirtilmektedir (Flaga, 2007).

Peregrina ve diğerlerinin 2008’de yaptığı çalışmada termal kurutma yöntemleri, konveksiyonla (doğrudan) kurutma, kondüksiyonla (dolaylı) kurutma ve karma kurutma olarak üç gruba ayrılmaktadır. Doğrudan kurutma yapan sistemlerde ek yakıttan ya da kurutulan çamurun kendisinden çıkan sıcak gaz ile susuzlaştırılmış çamurun teması sağlanarak kurutma gerçekleştirilmektedir. Doğrudan kurutma sistemlerinde kurutulacak çamur ve sıcak gazlar doğrudan birbirleriyle temas eder ve bu sayede çamurdan uzaklaştırılması hedeflenen suyun buharlaşması sağlanır (Fonda ve Lynch, 2009). Bu tip kurutucu örnekleri; tamburlu, döner, sprey, akışkan yataklı ve kayışlı kurutuculardır. Dolaylı çalışan kurutucularda ise çamurun gaz ile teması yoktur. Genellikle yakıt, termal yağ ya da sıcak gazın bulunduğu tank ile çamurun bulunduğu tank arasındaki duvardan ısı transferiyle kurutma gerçekleşmektedir. Bu tip kurutucu örnekleri; ince-film, disk ve pedal kurutuculardır. Dolaylı çalışan kurutucular doğrudan çalışanlardan daha gelişmiş aparatlar gerektirmektedir. Karma kurutucular ise iki sistemin bir arada olduğu sistemlerdir (Peregrina ve diğ., 2008).

Dolaylı kurutma yapan kurutucuların doğrudan kurutma yapan kurutuculardan daha az enerji tüketmekte oldukları çünkü dolaylı kurutma yapan sistemlerde çamurun buhar ile temas etmemekte olduğu belirtilmektedir (Ferrasse ve diğ., 2002). Bu sayede çıkan çamur daha kuru ve sistemin enerji kazanımının daha fazla olduğu vurgulanmaktadır. Bu çalışmada ayrıca dolaylı kurutma yapan kurutucuların daha az bekleme süresine sahip ve bu sebeple de kapasitelerinin diğerlerinden daha yüksek olduğu belirtilmektedir (Ferrasse ve diğ., 2002).

Doğrudan kurutucuların aksine, dolaylı kurutma sistemlerinde ısıtıcı araç olarak sıcak gazlar genelde tercih edilmez. Dolaylı kurutma sistemlerinde ısıtıcı araç olarak daha çok yakıt, buhar veya termal yağlar kullanılır. Bu sistemlerde kurutulacak çamur ile ısıtıcı araç arasında doğrudan bir temas yoktur. Yakıt, buhar veya termal yağlar ile çamurun arasında ısı transferini sağlayan bir duvar vardır. Çamurdaki suyun buharlaşması, ısı kaynağı ile ısıtılmış olan yüzeylere temas ile sağlanır. Isınmış pedal veya diskler partikülleri karıştırıp yüzeye daha fazla partikülün temasını sağlar. İnce-film, disk, pedal, buharlı, bantlı ve tepsili kurutucular dolaylı kurutma sistemlerine örnektir (Fonda ve Lynch, 2009).

Dolaylı-doğrudan karma kurutmalı sistemler hem konveksiyon hem de kondüksiyon prensipleri ile çalışmaktadırlar. Karma kurutma sistemlerinin en önemli örneği Carver-Greenfield prosesidir. A.B.D.’de ve Japonya’da örnekleri mevcuttur. Bu proseste susuzlaştırılmış çamur, No.2 veya isopar L gibi yağlarla karıştırılmaktadır (1 ölçü çamura 5 ile 10 ölçü arasında yağ). Çamur-yağ karışımı ısıya tabi tutularak suyun buharlaşması sağlanmakta, daha sonra santrifüj yardımıyla partiküller yağdan ayrılmaktadır. Yağ çevrim içinde tekrar kullanılmaktadır

(USEPA, 1985c). Bu sistemin yaygınlığı doğrudan veya dolaylı kurutucularla karşılaştırıldığında daha azdır.

Romdhana ve diğ. (2009a) yaptığı çalışmada karıştırmalı iletken kurutma, ince-film ile kurutma, güneşle kurutma ve vakumlu kızartma kurutma işlemleriyle gerçekleşen patojen giderimleri karşılaştırılmakta ve bunun için $7 \cdot 10^4$ cfu/100mL Hepatit A virus konsantrasyonuna sahip çamurların kurutma işlemleri sonrasındaki konsantrasyonları ölçülmektedir. Hepatit A virüsünü gidermek için gereken işlem süresi, diğer mikroorganizmalar için gereken süreden fazla olduğundan bu patojenin seçildiği vurgulanmaktadır. Patojen miktarı ve türleri kaynağa, arıtma türüne, sıcaklık, pH, tuz oranı, su aktivitesi gibi çevresel faktörlere bağlıdır. Güneşle kurutma işlemi dışındaki tüm kurutma işlemlerinin virus konsantrasyonlarını etkin biçimde azalttığı belirlenmiştir. Sırasıyla 20 dk., 10 dk. ve 10 s. işlem sürelerine sahip karıştırmalı dolaylı kurutma, ince-film ve 95°C yağ sıcaklığı ve 0,6 bar basınca sahip vakumlu kızartma kurutma işlemleri ile tamamen dezenfekte edildiği, güneşle kurutma işleminde ise patojenlerin uzun süre direndiği belirlenmiştir. Ayrıca termal kurutma işlemlerinde, kurutma sıcaklığı arttırıldıça patojen gideriminin daha etkili olduğu bilinmektedir.

Zhao ve diğ.(2010) çalışmasına göre termal kurutma yöntemlerinin dezavantajları ise çamuru hızlı şekilde yüksek katı madde içeriğine ulaştırmasına rağmen yenilenemeyen enerji tüketimi sebebiyle uygun maliyetli ve çevreci bir yaklaşım olmaması, yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksek olması olarak belirtilmektedir. Susuzlaştırma ile AÇ'nin katı madde konsantrasyonunu %5'den %35'e çıkarmak için 3-5 kWsaat elektrik enerjisi gerekirken, susuzlaştırılmış çamuru %25 katıdan % 90 katı madde oranına kurutmak için uçurulan her kg su için 70-80 kWsaat termal enerji gerekmektedir (Flaga, 2007). Zhao ve diğerlerinin 2010'deki çalışmasında çamurun % 80 su içeriğinden %40 su içeriğine düşürebilmesi için $312-1344 \text{ kJ.kg}^{-1}$ (ham çamur) enerji gerektiği belirtilmiştir (Zhao ve diğ., 2010). Ayrıca kurutma sırasında koku ve toz problemi yaşanabilmektedir. Bu problemlerin giderilmesi için önlemler alınması gerekmektedir. Yüksek sıcaklıklarda (300°C) yapılan kurutma işlemlerinde koku ve toz problemi daha büyük sıklıkla görülmektedir. Ancak AÇ'nin ince tabakalara yayılarak düşük sıcaklıkta (100°C) kurutma işlemine tabi tutulmasının toz oluşumunu minimize ettiği belirtilmektedir (Flaga, 2007).

Doğrudan ve dolaylı kurutma sistemlerinin işletim verimini artırmak için uygulanan önemli işletim değişikliklerinden birisi de geri karıştırma işlemidir (Lowe, 1995). Geri karıştırma işlemleri, termal kurutma performansı ve çalışma prensibini etkileyen bir faktör olan çamurun ilk kuruluk oranının yaratabileceği sorunlara bir çözümdür. Termal kurutma sistemleri

işletilirken de çamurun yapışkan fazından kaçınılması gerektiği vurgulanmaktadır (Zhao ve diğ., 2010). Çünkü bu fazda çamur %40 ile %50 arasında katı madde içererek yapışkan bir hal almakta ve hareketli mekanizmlara yapışarak hareket etmelerini engellemekte, hatta kırılmalarına sebep olmaktadır (Ferrasse ve diğ., 2002). Bu kuruluştaki çamurlar, kurutma ünitelerine yapışarak kurutma işleminin verimliliğini düşürdüğü gibi, kurutma makinelerine de zarar vermektedir. Bu fazı atlatmak için kurutulmuş (90-95% kuruluk oranında) çamurlar ile ıslak çamurlar (20-35% kuruluk oranında) karıştırılarak, kuruluk oranının 65-75% oranına gelmesi sağlanır. Doğrudan kurutma yapan sistemlerde ise yapışkan fazın oluşturduğu problemlere rastlanmadığı belirtilmiştir (Ferrasse ve diğ., 2002). Termal sistemlerde görülen diğer problemler ise uçucu organik maddeler içeren kokuya sebep olan buhar, toksik tehlike ve patlama riski olarak gösterilmiştir (Peregrina ve diğ., 2008). Ancak güvenlik problemlerinin çoğu dolaylı kurutma yapan sistemlerde görülmemektedir. Bu tip kurutucuların avantajları arasında ısı taşıyıcı ortamında kirlilik görülmemesi, buhar ve koku yalıtımı sağlanması, düşük uçucu organik karbon konsantrasyonu, yangın ve patlama riskinin az olması ve kurutucu içinde oksijen seviyesinin düşük olması olarak belirtilmiştir. Doğrudan kurutma yapan sistemlerde ise yapışkan fazın oluşturduğu problemlere rastlanmamaktadır (Ferrasse ve diğ., 2002). Bunlara ek olarak termal sistemlerden çıkan son ürünün de bertaraf edilmesi gerekmektedir (Peregrina, 2008).

Deng ve diğ. (2009) yaptığı çalışmada kentsel atıksu arıtma çamurlarına uygulanan kesikli ve sürekli kurutma işlemleri sırasında açığa çıkan uçucu bileşikler araştırılmıştır. Kesikli ve sürekli kurutma işlemlerini laboratuarda gerçekleştirmek için borulu fırın ve iki oluklu mile sahip pedal kurutucular kullanılmıştır. Kentsel atıksu çamurlarını fırınla kuruturken CO₂ ve NH₃ başta olmak üzere C₇H₁₆ (n-heptan) ve uçucu yağ asitlerinin açığa çıktığı belirtilmiştir. Kurutma sırasında emisyonu fazla olan CO₂'nin sera gazı olması sebebiyle arıtımının gerekli olduğu vurgulanmıştır. NH₃ emisyonunun ise sırasıyla artan, sabit ve azalan trendlerde gerçekleştiği belirtilmiştir. C₇H₁₆ emisyonunun ise azalan nem ile sürekli azaldığı gözlemlenmiştir. Azalan su içeriği ve dolayısıyla azalan hidrolik tepkimelerle, uçucu yağ asitlerinin emisyonlarının azaldığı belirlenmiştir. NH₃, C₇H₁₆, CO₂ ve uçucu yağ asitlerinin emisyon hızlarının ise sıcaklık ve çamurun su içeriğinden etkilendikleri belirlenmiştir. Bu durumu destekleyen başka bir çalışmada, NH₃ emisyonları 150 ve 350°C'de sırasıyla 190 ve 2310 mg/L olarak bulunmuştur (Werther ve diğ., 1999). Sürekli kurutma yapan sistemlerde ise kesikli sistemdeki uçucu bileşiklerden farklı olarak CH₄ gazının açığa çıktığı belirtilmiştir. Ayrıca kurutucudan çıkan gazların içerikleri sebebiyle yoğunlaştırılarak toplanmasının gerekli olduğu vurgulanmıştır.

Yie ve diğerlerinin 2008'de Chicago'da çamur kurutma yataklarından alınan çamurlar üzerine yaptıkları çalışmada sisteme girmeden %80 nem içeriğine sahip olan çamurun $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ PCB (polychlorinated biphenyl) içerdiği bilinmektedir. Yüzde 35 nem içeren kurutulmuş çamurun ise $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ PCB içerdiği hesaplanmıştır. Ayrıca çamurda bulunan PCB'nin 25'inin buharlaştığı bilinmektedir. Kurutma yataklarındaki PCB emisyonu akış bölgesi deneyleriyle 2 kg.yıl^{-1} ve gerileme denklemiyle ise 132 kg.yıl^{-1} olarak belirlenmiştir (Yie ve diğ., 2008).

Termal kurutma sistemlerinde işletim verimliliğinde üzerinde durulması gereken bir başka konu da enerji kayıplarıdır. Bu enerji kayıplarının azaltılması için uygulanan çeşitli ısı geri kazanımı döngüleri vardır. Bu döngülerin temel amacı kurutma için kullanılmış ısıtıcı araçların (sıcak gazlar, buhar, vb.) sahip oldukları ısının sistemden ayrılmadan önce geri kazanımıdır. Sistemdeki ısının geri kazanım döngüsü, üç farklı yöntemle yapılabilir. Bunlar açık, kapalı ve yarı-açık döngülerdir. Ayrıca bu sistemler hava emisyonu kontrolü açısından önemli bir yer tutarlar. Açık döngülerde sistem içerisindeki atık ısı atmosfere verilmeden hemen önce geri döndürülür ve kurutmada kullanılacak havanın ön-ısıtılması sağlanır. Ancak, tüm termal kurutma sisteminin verimliliği ve atmosfere salınan kirleticilerin kontrolündeki güçlükler göz önüne alındığında, açık döngü sistemlerinin günümüzde tercih edilmediğini görülmektedir. Kapalı döngülerde ise sistemde kullanılan hava sisteme geri döndürülmeden kondansatörden geçirilir. Kondansatörde hava ve oluşan buhar birbirinden ayrılır. Buharsızlaştırılan hava ise atmosfere bırakılır. Bu sistemin açık döngüye göre avantajı dışarıya su buharı salımı yapmayarak sera gazı emisyonunu azalttığı gibi koku probleminin oluşmasını önlemesidir. Yarı-kapalı döngü sisteminde ise buharlaştırılarak uzaklaştırılan suyun da içinde olduğu atık hava, kaynatma kazanından geçirilerek koku problemine sebep olan organik eser elementlerin parçalanması ve böylece koku probleminin önlenmesi sağlanır. Dolaylı kurutma sistemlerinde oldukça düşük hacimli kontamine buhar oluştuğu için, bu sistemlerde kapalı ve yarı-kapalı döngüler çok rahat bir şekilde uygulamaya geçilebilir (Lowe, 1995). Dolaylı kurutma sistemlerinde kullanılan havanın hacim olarak doğrudan kurutma sistemlerinden daha az olmasının bir başka getirisi ise, atık hava arıtımının doğrudan kurutma sistemlerindeki kadar önemli ve gerekli olmadığıdır. Isı geri kazanımı döngüleri ile ihtiyaç duyulan enerjinin yaklaşık % 10 gibi bir kısmının da tasarruf edildiği belirtilmiştir (Fonda ve Lynch, 2009).

Arlabosse ve Chitu (2007) dolaylı kurutma yapan sistemler üzerine yaptıkları çalışmada kurutmayı etkileyen parametreler belirlenmiştir. Bu parametrelerden ürünle ilgili olanlar; toplam ısı tutunumu, ısı iletkenliği, kuru çamurun hacimsel ısı kapasitesi iken kurutucu ile ilgili olanlar; karışım sayısı, kurutucu duvar sıcaklığı ve karıştırıcı hızı olarak belirlenmiştir.

Deneylerinde kurutma, duvar ile çamur arasındaki kontak direnç, özellikle de büyük parçalar ve duvar arasındaki direnç ile kontrol edilmiştir. Çünkü parçacığın boyutunun karekökü ile kurutmanın ters orantılı olduğu verilmiştir. Karıştırıcı hızının kurutma kinetikleri üzerine çok az etkisi olduğu bulunmuş, kuruma oranının ise doğrusal olarak kuruma potansiyeli ile arttığı gözlemlenmiştir. Ayrıca süper doymuş hava buharıyla kurutma (konvektif kurutma) da denenmiş ancak çamurun yapışkanlaşarak duvar ve karıştırıcıya yapıştığı belirtilmiştir. Dolaylı kurutma yapan pedal kurutucular üzerine yapılan bir başka çalışmada da sıcaklık ve karıştırıcı hızının kurutma kinetiklerini etkilediği ancak havanın debisinin $0,5 - 1,3 \text{ m}^3 \cdot \text{saat}^{-1}$ arasındayken kurutma kinetiklerinin çok az etkilendiği belirlenmiştir (Deng ve diğ., 2009b).

Vaxelaire ve diğ. (1999) yaptıkları çalışmaya göre doğrudan kurutma işlemi ise iki ana parametreye bağlıdır. Bunlar çamurun havalandırma koşulları (kuru termometre sıcaklığı, bağlı nem ve havanın hızı) ile çamurun yapısı ve niteliğidir. Bu çalışmada aktif çamur ile PVC (polivinil klorür) çamuru kullanılmıştır. PVC geniş kullanım alanına sahip bir çeşit plastiktir. Kullanılan PVC çamuru ise kimyasal endüstrisinden çıkan ve ortalama $1 \mu\text{m}$ parçacık boyutuna sahip çamurdur. Aktif çamur kurutulurken yüzeyin hızla kuruduğu ancak iç kısmın ıslak kaldığı belirtilmiştir. Bu durum kabuk fenomeni olarak adlandırılmaktadır. Kabuk fenomeni yüzünden doğrudan kurutma işleminin aktif çamur için uygun olmadığı PVC çamurunun ise transfere izin verdiğinden kurutulmasının uygun olduğu belirtilmiştir (Vaxelaire ve diğ., 1999). Vaxelaire ve Puiggali'nin 2002'de yaptıkları benzer çalışmada ise taşıyıcı bantlar ile kurutma incelenmiştir. Bir kimyasal endüstrisinin son çöktürme tankından alınan ve parçacık boyutları $5 \mu\text{m}$ 'den küçük olan polivinil klorür çamuru kullanılmıştır. Yine aktif çamurda kabuklaşma görülmesi nedeniyle taşıyıcı bant sistemleri uygun bulunmazken PVC çamuru için ise uygun oldukları belirtilmiştir (Vaxelaire ve Puiggali, 2002).

Ferrasse ve diğ.(2002) yaptığı çalışmalarında kurutma kinetikleri, ısı transfer katsayısı değişimi ve çarkların mekanik tork ihtiyacı, duvar ısısının, çark hızının, kurutucu yükünün ve pedalların yerinin ısınan duvara etkileri çalışılmıştır. Bu çalışmaya göre çamur üç fazda görülmektedir. Birinci fazda çamur akışkan sıvılara benzemekte ve hızlı bir kuruma gözlenmektedir. İkinci faz “yapışkan” faz olarak adlandırılmaktadır. Zamanla sıkışmış kütleler oluşturmakta ve bu faz “topaklı” faz olarak da isimlendirilmektedir. Sıkışmış kütle çözülürken, yüksek mekanik gerilim gözlenmekte ve yüksek torka ihtiyaç duyulmaktadır. Tork ihtiyacının topaklı fazdan son faza yani “taneli” faza geçerken 20 kat arttığı ve bu durumun kurutuculara zarar verdiği belirtilmiştir.

Çamurun iki gün ve daha fazla süre 40°C’de tutulmasıyla yapılan deneylere bakılarak çamurun yaşlanmasının kurutma kinetiklerine, en azından çalışma şartlarına, fazla etkisi olmadığı görülmüştür. Kurutucu yükünün de seçilen çalışma şartlarında herhangi bir etkisi olmadığı gözlemlenmiştir. Kritik karıştırıcı hızı 40 ile 60 rpm arasında belirlenmiştir (Ferrasse ve diğ., 2002).

Kurumayı hızlandırmak ısı transfer katsayılarını arttırmak anlamına gelmektedir. Sıcaklıktaki artış transfer katsayılarını arttırmakta ve kurumayı hızlandırmaktadır. Bunun yanı sıra pedal kurutucularda yapılan çalışmada, susuzlaştırma sırasında inorganik kimyasal kullanımı yerine polimer kullanımının da kurutmayı hızlandırdığı belirlenmiştir (Yamahata ve Izawa, 1985). Mekanik olarak sürekli karıştırarak ve kontak yüzeyi sürekli yenileyerek de yüksek ısı transfer katsayıları elde edilmektedir. Fakat kısa sürede topaklı faza geçildiği ve bu nedenle bir optimizasyon gerektiği belirtilmektedir. Isınan duvar ile ilk pedal arasındaki mesafe arttığında duvar üzerinde çamur tabakası oluştuğu ve bu tabaka kurduğunda yüksek ısı direnci oluşturduğu görülmektedir. Bu direncin ısı ve kütle transferini azalttığı ve kuruma süresini arttırdığı belirtilmektedir. Bu yüzden bıçakların duvara yakın konmaması önerilmektedir. Ayrıca kısa kurutma süresinin duvar sıcaklığını, çamurun su içeriğine göre ayarlayabilmek için ideal olduğundan bahsedilmiştir (Ferrasse ve diğ., 2002).

Arjona ve Cisneros’un 2005’te yaptığı çalışmada kurutucuların harcadığı enerji miktarı ile kuru çamurun enerji değeri karşılaştırılarak kurutma işleminin fizibilitesi yapılmıştır. Bu çalışmaya göre çamuru kurutmak için ortalama 2514,70 kWsaat/ton (kuru çamur) enerji gerekmektedir. Anaerobik ortamda çürütülmüş çamurun enerji değeri 2075,50 kWsaat/ton, aerobik ortamda çürütülmüş çamurun enerji değeri ise 3590,60 kWsaat/ton olarak belirlenmiştir. Çamurların ek yakıt olarak kullanılabilmesi için ısıl değerleri ve su içeriklerinin iki önemli parametre olduğu vurgulanmıştır. Susuzlaştırılmış çürütülmemiş çamurun ısıl değeri (4100 kcal/kg kuru bazda) ile susuzlaştırılmış çürütülmüş çamurun ısıl değeri (2310 kcal/kg kuru bazda) karşılaştırıldığında, çürütülmemiş çamurun ısıl değerinin daha yüksek olduğu belirtilmektedir. Ayrıca kurutma işlemi sırasında ek yakıt kullanılırsa çürütülmemiş ve çürütülmüş çamurların net ısıl değerlerinin sırasıyla 1075,9 ve 779 kWsaat/ton’a düştüğü bilinmektedir. Bu sebeple çürütülmemiş çamurun ek yakıt olarak kullanımının daha uygun olduğu vurgulanmaktadır. Ancak genellikle arıtma tesislerinin biyogazla elektrik enerjisi üretmeyi veya oluşan biyogazla çamuru kurutmak için anaerobik arıtımı tercih ettikleri bilinmektedir. Bu durumda net enerji eldesinin negatif olacağı, ürünün ısıl değerinin düşeceği ve çamurun ek yakıt olarak kullanılmasının uygunsuz olacağı belirlenmiştir (Arjona ve Cisneros, 2005).Kurutma

yöntemlerinden güneşle kurutmada ise çürütülmemiş ve çürütülmüş çamurların enerji değerleri sırasıyla 3590,6 kWsaat/ton ve 2075,5 kWsaat/ton olarak belirlenmiştir. Güneşle kurutma yapan sistemlerin sera gazı emisyonunu sıfır civarına indireceği ve Kyoto protokolü çerçevesinde temiz gelişim mekanizmasına katkıda bulunacağı vurgulanmaktadır. Bu sebeplerle Arjona ve Cisneros'un çalışmasında en iyi kurutma yöntemi olarak güneşle kurutma teknolojileri gösterilmektedir (Arjona ve Cisneros, 2005).

Termal kurutmada işletim esnasında dikkat edilmesi gereken konulardan birisi de kurutucu cihazlarının çalıştırılma süreleridir. Cihazların kapanması ve açıldıktan sonra ısınması işlemleri esnasında oluşan enerji kayıplarının önlenmesi için sürekli bir biçimde çalıştırılmaları gerekmektedir. Bu enerji kayıpları; ısı kaybı, yüksek yakıt tüketimi ve fazladan elektrik tüketimi olarak nitelendirilir. Yapılan araştırmalarda, bir termal kurutma sisteminin haftanın 7 günü günde 24 saat çalıştırıldığında tükettiği enerjinin, aynı sistemin haftanın 5 günü günde 16 saat çalıştırıldığında tüketiminin yarısına denk gelmesinin beklendiği belirtilmiştir. Ancak küçük ve orta büyüklükteki atıksu arıtma tesislerinde, istihdam kısıtlamaları olabileceğinden dolayı sürekli çalıştırılan kurutma sistemleri uygulanabilir olmayabilir. Bu durumlarda mesafe açısından uzak olmayan küçük ve orta büyüklükteki arıtma tesislerinin ayrı depolama yaparak ortak bir termal kurutma tesisinden faydalanmaları da uygulanabilir bir seçenek olarak verilmiştir (Fonda ve Lynch, 2009).

Zhao ve diğ. (2010) çalışmasında, çamurun hızlı bir şekilde yüksek katı madde içeriğine ulaştırılmasına rağmen yenilenemeyen enerji tüketimi sebebiyle termal kurutma sistemlerinin uygun maliyetli ve çevreci bir yaklaşım olmadığı, yatırım ve işletme maliyetlerinin ise yüksek olduğu belirtilmektedir. Fonda ve Lynch (2009) çalışmalarına göre ihtiyaç duyulan ısı enerjisi, termal kurutma sistemlerinin toplam yaşam döngüsü maliyetlerinin yaklaşık yüzde 80'ini oluşturur. Gerekli termal enerjiyi sağlayacak hava, yağ veya buhar gibi termal kurutmada kullanılan ısıtıcı araçların ısıtılması için çeşitli enerji kaynakları ve yakıtlar mevcuttur. Ancak düşünülen aksine, bu enerji kaynakları arasında termal kurutma sistemlerinin uygulanabilir, çevreci ve çok düşük maliyetli olarak tanımlanmasında önemli rol oynayabilecek yenilenebilir alternatif enerji kaynakları da mevcuttur. İhtiyaç duyulan ısı enerjisi, termal kurutma sistemlerinin toplam yaşam döngüsü maliyetlerinin yaklaşık yüzde 80'ini oluşturur. Gerekli termal enerjiyi sağlayacak hava, yağ veya buhar gibi termal kurutmada kullanılan ısıtıcı araçlarının ısıtılması için çeşitli enerji kaynakları ve yakıtlar mevcuttur. İhtiyaç duyulan termal enerjinin temini için; doğal gaz, elektrik, deponi sahalarından veya anaerobik çürütücülerden elde edilen biyogaz, propan, fırınlarda veya ısı üretim işlemlerinde oluşan atık ısı, kojenerasyon

ile geri kazanılmış ısı, atık su ısı pompası ile geri kazanılmış ısı ve hatta kuru çamur ocaklarından elde edilen enerji kullanılabilir.

Doğalgaz, hali hazırda bulunan enerji kaynaklarının arasında en ucuz olandır. Aynı zamanda termal kurutma sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Elektrik de tıpkı doğal gaz gibi hali hazırda bulunduğu ve ulaşımına kolay olduğu için sağlıklı bir kaynaktır. Bunlara kıyasla, anaerobik çürütücülerden elde edilen metan gazının yakıt olarak tercih edilmesi, minimum bir fiyat ile istenilen enerjinin elde edilmesi anlamına gelir. Enerji kaynağı olarak herhangi bir işlemde oluşan atık ısı da kullanılabilir. Bir atık ısı kaynağının bulunmaması halinde, kurutucu cihazlarının işletim ve enerji verimleri cihaz seçiminde göz önünde bulundurulmalıdır (Fonda ve Lynch, 2009).

Bir diğer termal enerji kaynağı ise kojenerasyon ünitelerinde üretilen ısıdır. Kojenerasyon üniteleri Birleşik Isı ve Güç (Combined Heat and Power - CHP) sistemleri olarak da adlandırılır. Kojenerasyon ünitelerinde tek kaynak kullanılarak güç ve ısı birlikte üretilir. Bu sistemler güç ve ısı ihtiyacının karşılanmasında verimli, temiz ve güvenilir yaklaşımlardır. Birleşik üretim sayesinde işletim verimi artar, enerji maliyetleri ve sera gazı emisyonları azalır (USEPA, 2011). Bir başka deyişle, konvansiyonel olarak yaklaşık % 34 verim ile gerçekleştirilen enerji üretiminde kayıp olarak nitelendirilen atık enerji kojenerasyon sistemlerinde yakalanır ve bu enerji ısıtma veya soğutma gerektiren işletmelere, fabrikalara veya diğer işlemlere (çamur kurutma, bina ısıtılması, anaerobik çürütücülerin ısıtılması gibi) verilerek ekonomik açıdan tasarrufa ve çevrenin iyileştirilmesine katkıda bulunulur (USEPA, 2012).

Yapılan çalışmalarda güç ve ısının ayrı üretimlerine nazaran birlikte üretildiklerinde birincil enerji kaynağının % 37'sinin tasarruf edildiği görülmüştür (Sun ve diğ., 2007). Bu sistemlerde, kullanılan yakıtın enerji bazında ısıl çevrimi yaklaşık olarak yüzde 48 ile 64, elektrik üretimi ise yüzde 25 ile 37 arasında değişmektedir. Isıl enerji ve elektrik üretim veriminin toplamda ise yüzde 90 civarında olması beklenmektedir (Havelsky, 1999). Bu değerler, "*Opportunities for combined heat and power at wastewater treatment facilities: market analysis and lessons from the field*" (USEPA, 2011) çalışmasında ise yaklaşık olarak % 30 elektrik üretimi, % 40 ısıl enerji üretimi ve % 70 toplam kojenerasyon verimi olarak belirtilmiştir. Birleşik Isı ve Güç üretim sistemleri, standart bir teknolojiye sahip değillerdir. Bu sistemler talep edilen enerji türü ve miktarına göre değiştirilebilen enerji sistemleri olarak da adlandırılabilirler. Dolayısıyla yukarıda bahsedilen verimlerin kojenerasyon ünitelerinde kullanılan teknolojilere göre değişiklik gösterebileceği de göz önünde bulundurulmalıdır (USEPA, 2011). Bir başka çalışmada ise, kojenerasyon sistemlerinde kullanılan teknolojilere bağlı olarak elektrik üretim

veriminin % 25 ile 35 ve toplam verimin % 70 ile 90 arasında olmasının beklendiği belirtilmiştir (ACWA, 2008).

Kojenerasyon ünitelerinde yakıt olarak doğal gaz, biokütle, biyogaz, kömür veya yağ kullanılabilir. Hangi sektörde kullanıldıkları fark etmeksizin, kojenerasyon sistemlerinin genel olarak yararları; verim, güvenilirlik, çevre ve ekonomi başlıkları altındadır. Birleşik üretim sistemlerinde ayrı üretimde çıkan enerji ile aynı miktarda enerji elde etmek için daha az yakıt tüketimi gerçekleşir. Ayrıca kojenerasyon, üretimde yaşanan kayıpların önlenmesinde rol oynar. Kojenerasyon ünitelerinde üretilen elektrik ve ısıl enerji yüksek kalitededir. Üretilen birim enerji başına yakıt tüketimi azaldığı için, hava kirleticileri ve sera gazı emisyonları da azalır. Yüksek enerji üretimi verimi sayesinde ekonomik açıdan ciddi miktarlarda bir tasarruf sağlanır ve aynı zamanda yakıt ve enerji kaynaklarının değişken fiyatlarına karşın bir tedbir oluşturulmuş olur (USEPA, 2011).

Kojenerasyon üniteleri yaygın olarak atıksu arıtma tesislerinde, biyogaz yakıtlı, doğalgaz yakıtlı, çamur yakma ünitelerinden ısı geri kazanımı ve kombine ısı ve mekanik güç sistemleri gibi farklı türlerde bulunabilir (USEPA, 2011).

Anaerobik çürütme ile biyogaz üretimi yapan veya yapmayı planlayan atıksu arıtma tesislerinde kojenerasyon sistemlerinin kullanılmasının birçok avantajı vardır. Bu durumlarda kojenerasyon ünitelerinde yakıt olarak biyogaz kullanılır ve üretilen elektrik enerjisi atıksu arıtma tesisinin ihtiyaç duyduğu elektrik enerjisinin tamamını sağlayabilir. Üretilen biyogazın iyi tasarlanmış kojenerasyon ünitelerinde kullanılması avantajlıdır çünkü bu üniteler; elektriğin perakende satışından daha ucuz güç üretir, termal ihtiyaçlar için yakıt ihtiyacını ortadan kaldırır, belli standartlar altında yenilenebilir enerji kaynağı olarak adlandırılır, atıksu arıtma tesisine güç konusunda daha fazla güvenilirlik kazandırır ve şebekeden alınan gücün ortadan kalkmasıyla birlikte hava kirleticileri ve sera gazı emisyonlarını azaltır (USEPA, 2011).

Her atıksu arıtma tesisinde oluşan biyogazın kojenerasyon ünitelerinde değerlendirilebilirliğinin ölçülmesi ve araştırılması gerekmektedir. Buna ek olarak, kojenerasyon sistemleri biyogazın verimli kullanılmasındaki yöntemlerden sadece bir tanesidir. Atıksu arıtma tesislerinde üretilen biyogaz anaerobik çürütücülerin ısıtılması için kullanılabilir. Aynı zamanda üretilen biyogaz arıtıldıktan sonra; dışarıya doğal gaz kullanımları için, çeşitli endüstrilere enerji kaynağı olarak veya çeşitli vasıtalarla yakıt olarak satılabilir (USEPA, 2011).

2009 yılında Avrupa ve Amerika Birleşik Devletleri'nde mevcut olarak işletimde olan 27 adet çamur kurutma ünitesinden 18 tanesi termal kurutma 9 tanesi ise güneş ile kurutma sistemi

olduğu belirtilmiştir. Termal kurutucu ünitelerinin kullandıkları enerji kaynakları şu şekilde verilmiştir; 9 ünite kojenerasyon ısısını, 3 ünite kuru çamur ocaklarından elde edilen enerjiyi, 2 ünite doğalgazı, 2 ünite biyogazı ve 1 ünite ise atıksu ısı pompası ile geri kazanılan ısıyı enerji kaynağı olarak kullanmaktadır (Fonda ve Lynch, 2009).

Termal kurutma sistemlerinin işletme maliyetleri 180-300 \$/kuru ton çamur olarak belirtilmektedir. Ancak, daha önce de belirtildiği gibi atık ısı kullanımı işletme maliyetlerini önemli ölçüde azaltabilmektedir (USEPA, 2006). Termal kurutma ünitelerinin ekipman maliyetlerinin (20-100 ton kuru madde/gün üretim aralığı için) kuru madde (ton/gün) başına \$110,000 - \$180,000 olarak değiştiği gözlenmiştir. Bina, kamu giderleri, şantiye çalışmaları, susuzlaştırılmış çamur keki transferi, ürün stoku, başarımlı testi gibi bileşenlerden oluşan ilk yatırım maliyetleri yaklaşık 220,000-300,000 \$/(kuru ton/gün) olarak verilmektedir (EU-DG Environment, 2007). Ayrıca, cihazların bakım maliyetlerinin ise yatırım maliyetlerinin % 0.5 ile % 2.5 arasında olduğu görülmektedir (Van Haandel ve Van Der Lubbe, 2007).

Kojenerasyon ünitelerinin maliyetleri ise genelde üretilen birim enerji veya birim güç başına hesaplanmıştır. Atıksu arıtma tesislerinde işletim aşamasında olan 16 adet Birleşik Isı ve Güç sistemi üzerinde yapılan araştırmalarda, 1000 kW ve daha az elektrik üretimi yapan sistemlerde üretilen birim güç başına (kW) ortalama yatırım maliyetleri 4400 \$/kW, 1000 kW üzerinde üretim yapanlarda ise 2200 \$/kW olarak belirtilmiştir. Bu ünitelerin bakım maliyetleri ise ortalama 0.023 \$/kW olarak verilmiştir (EPA, 2011). Başka bir çalışmada, belli teknolojilere sahip kojenerasyon sistemlerinin yatırım maliyetlerinin 900 – 1350 \$/kWh, işletim maliyetlerinin de 0.007 – 0.03 \$/kWh aralığında olmasının beklendiği belirtilmiştir. Aynı zamanda işletme ve bakım maliyetleri ortalama 0.015 \$/kWh olarak verilmiştir (ACWA, 2008).

Kurutma tekniklerinden birisi de güneş ile kurutma sistemidir. Bu tip sistemler günümüzde ya daha teknolojik biçimde sera tipi güneşle kurutma sistemleri olarak karşımıza çıkmakta, ya da daha basit güneşle kurutma yatakları olarak kurulabilmektedir.

Çamur kurutma yatakları ise en basit kurutma tekniği sayılmaktadır (USEPA, 1985b). Çamur kurutma yatakları su drenajı ve buharlaşma ile çamurun kurumasını sağlayan bir yöntemdir. Klasik uygulamada yataklar genellikle üstü açık alanlardan oluşur; bu nedenle de kuruma işlemi iklim koşullarından önemli ölçüde etkilenmektedir. Yağış, güneşlenme şiddeti, hava sıcaklığı, nispi nem ve rüzgar hızı önemli etkenlerdir. Kuruma, mevsimlere bağlı olarak yaklaşık 6 hafta ile 12 haftada gerçekleşmektedir (Guyer, 2011). Günümüzde çamur kurutma yataklarının kurutma performansı, yatakların üstü cam, plastik gibi materyallerle kapatılarak veya ek ısı sağlanarak artırılabilir. Ek ısı biyogazdan, yakın mesafede atık ısı üreten tesislerden,

jeotermal kaynaklardan veya güneş panellerinden elde edilebilmektedir. Ancak geleneksel çamur kurutma yatakları küçük lokal tesisler için halen kullanılmaktadır. Çamur kurutma yatakları, nispeten az enerjiye gereksinim göstermelerinden dolayı avantajlıdır. Ancak büyük ölçekli alan gerektirmeleri ve diğer sistemlere göre daha fazla işçilik gerektirmeleri bu sistemin dezavantajlarından (USEPA, 1985b).

Sera tipi güneşle kurutma sistemleri de termal kurutucular gibi kurutma teknolojisi üreticileri tarafından hayata geçirilmektedir. Bu sistemler dönen ve ilerleyen karıştırıcılarla çamuru karıştırma özelliğine sahip olup, kurutma alanı üzeri ise sera kaplama benzeri malzemelerle kaplanmaktadır. Sistem içinde vantilatörler ile hava yenilenmekte ve nemli hava dışarı atılmaktadır. Kurutma süresi hava koşullarına da bağlı olarak yaklaşık ortalama 20 gün civarlarında olmaktadır. Kuru ürünler 10 mm çapına erişebilmektedir (Huber, 2007).

Bu sistemler termal kurutucularla mukayese edildiğinde çamurdaki suyu buharlaştırma oranı çok düşük olmasına rağmen en temel avantajı kolay işletilmesi ve bakımındır. Scharenberg ve diğ. (2010)'nin Nikaragua'da yaptıkları çalışmada, çamur 3 haftalık bekletme süresiyle %28 den %70 kuruluğa gelmiştir. Aynı çalışmada yağışlı dönemde çamur kütlesinde 4300 kg/m².yıl azalma görülmüştür. 30 günlük bekletme süresinde ise %87 kadar kuruluğa 1000 ton suyu buharlaştırmak için, vantilatör sistemini sürekli çalıştırmaksızın, 20 kWh enerji ile ulaştıklarını belirtmişlerdir. Termal kurutmada bu değerler 800-1000 kWh civarındadır.

Ritterbusch ve diğ. (2012)'de yaptıkları çalışmada, güneş kurutma sistemlerinin termal kurutma sistemleriyle kıyaslandığında fosil kaynakları kullanmadığı ya da oldukça az kullandığı için hem çevreci olduğu, hem de CO₂ salımını azalttığı tespit edilmiştir. Buna ek olarak bu sistemlerin işletimi kolay ve düşük sıcaklıkta (10-40°C) kurutma sağladığı için ucuzdur. Daha basit makinaların kullanılması, devamlı bir işletim sisteminin olmaması, işletme maliyeti olarak personelin sadece çamur yükleme ve kaldırmada kullanılması ve buna bağlı tesiste herhangi bir problem yaşandığında acil müdahaleye ihtiyaç duyulmaması, bu tip sistemlerin avantajıdır. Dezavantajları ise, kurutma prosesinin iklim koşullarına bağlı olması ve bu verilerin sabit olmamasıdır. Bu sebeple teorik hesaplar her zaman işletim için uygun olmayabilir ve bundan dolayı hesaplanan alanların risk faktörü düşünülerek artırılması tercih edilir. Özellikle soğuk iklimli bölgelerde bu duruma daha çok dikkat edilmelidir. Ancak yerden ısıtmalı ya da atık ısı kullanılması durumunda bu problemin önüne geçilebilir.

Dünyanın en büyük kurutma yataklı tesislerinden Mallorca (İspanya) ve Oldenburg (Almanya) kurutma yataklarının büyük bir alan kaplamalarına rağmen kurutma için uygun birer alternatif

olduğunu görülmüş, bu tesisler başarılı bir şekilde işletilmektedir (Ritterbusch. ve Bux (2012)) (Şekil 5.3).



Şekil 5.3: Dünyadaki çalışır vaziyetteki en büyük güneş kurutma sistemi, 20 000 m², Palma de Mallorca, İspanya (Ritterbusch, ve Bux, 2012)

Birçok küçük arıtma tesisin çamurunu alan Oldenburg tesisine giren ıslak çamur 15-30 % iken tesisten çıkış yüzdesi 60-70%'dir. Bu 6000 m²'lik tesiste yılda 40,000 ton ıslak çamur kurutulmaktadır. Bu miktar aynı iklim koşullarındaki çamur kurutma yataklarında kurutulan çamurun miktarından 6 kat daha fazladır. Atık ısı sistemi bu tip tesislerde de kullanıldığında alan büyüklüğü 3 ve ya 5 oranında azalmaktadır. Kurutulan çamurlar hem kalorifik değer olarak yüksek hem de tarımda kullanılabilir nitelikte oluşmaktadır.

Güneş kurutma tesisleri güneşin radyasyon enerjisinden faydalandığı için CO₂ ayak izi oldukça azdır. Kullandığı enerji miktarı 20 ile 40 kWh/ton buharlaştırılan su'dur. Termal kurutma literatürüyle kıyaslandığında bu değerler 2 ile 3 kat daha azdır (Ritterbusch ve Bux,2012). Bu oranlar CO₂ değerleriyle kıyaslandığında, Almanya'da güneş kurutma ile bu sisteminde sadece 24 kg CO₂/ton buharlaştırılan su salınırken, termal kurutma 170 kg CO₂/ton buharlaştırılan su miktarında salım yapmaktadır. Güneşle kurutma %15 den daha az bir salıma sebep olmaktadır (Ritterbusch ve Bux,2012).

Bu sistemlerin kullanımına bakıldığında, 2003 yılının sonunda dünyada en az 48 güneş kurutma tesisinin aktif duruma geldiği görülmektedir. Bu tesislerin 65%'i Almanya, İsviçre ve Avusturya bölgesinde ek olarak da Fransa, ABD, İtalya ve Avustralya'da bulunmaktadır.

Bux ve Baumann (2003)'ün Avrupa'da bulunan 25 tane tesisle yaptığı çalışmaya göre eşdeğer nüfusun 1.000 ile 300.000 olduğu, susuzlaştırma ünitesi bulunan tesislerde su buharlaştırma

kapasitesinin 0.6-1 ton/m², ısıtma sisteminin kurulduğu tesislerde ise bu değerin 3.5 ton/m² olarak ölçüldüğü belirtilmiştir. Bu değerler, susuzlaştırma ünitesinin bulunmaması halinde çamurdaki serbest su miktarına bağlı olarak 2 ile 3 ton/m²'ye artmaktadır.

Bu tip kurutucularda ilk yatırım maliyetleri yüksekken, işletme maliyetleri toplam maliyetin %10-25 arasında bulunmaktadır. Almanya, İsviçre ve Avusturya standartlarına göre işletmenin kullanacağı kurutma mekanizmasına bağlı olarak maliyetler 30-60 €/ton-buharlaştırılacak su miktarı'dır. Bu değerler doğal olarak iklim şartlarına bağlı olarak da azalıp artmaktadır. Beklendiği şekilde sıcak iklimlerde bu değerler daha düşüktür.

Almanya, İsviçre ve Avusturya'daki susuzlaştırılmış çamurlarla yapılan deneylerde buharlaştırma aralıkları 0,5-1,1 ton buharlaştırılmış su/m².yıl olarak ölçülmüştür. Buharlaştırılma oranları tesislerin alan büyüklüğünden bağımsız olarak bulunmuştur (Bux ve Baumann, 2003).

Bux ve Baumann (2003)'ün aynı çalışmasında verildiğine göre, Almanya'daki son çalışmalarda susuzlaştırılmış ve ısıtma sistemi bulunmayan tesislerde kurumuş ürün 60-70% kuru maddeye ulaşmışken, alan 0.8-1,2 m²/ton-ıslak-çamur.yıl aralığında hesaplanmıştır. Bu değer susuzlaştırılma yapılmadığında 0,3-0,5 m²/ ton ıslak çamur.yıl olarak tespit edilmiştir. Genel olarak, bu tip kurutma yatakları için gerekli yatırım ve kurutma maliyetlerinin tespitinin zor olduğu belirtilmiştir. Çünkü her tesisin kendi iklim (sıcaklık, rüzgâr, nem, yağış, vd.) özellikleri farklıdır, ayrıca bölgenin ihtiyacına bağlı olarak tesisler farklılık gösterebilir, bu sebepten dolayı maliyetler ciddi şekillerde artıp, azalabilir (Bux ve Baumann, 2003).

Mathioudakis ve diğerlerinin 2009'da gerçekleştirdikleri çalışmada Yunanistan'da kurulmuş olan sera tipi kurutuculara su ısıtma amaçlı güneş panelleri eklenmiş ve burada ısıtılan su kuruyan çamuru alttan ısıtacak şekilde geri döndürülmüştür. Buna göre güneşle kurutma sistemleri çamurun nem içeriğini yaz aylarında 7-12 gün arasında yaklaşık %85'ten %6'ya kadar, sonbaharda ise 9-33 gün arasında %10'a kadar indirebilmektedir ve sonuç olarak %80-85 hacim azalması gözlemlenmektedir. Ayrıca, kurutma işlemi sırasında patojen miktarında da %99'luk bir düşüş gözlenmiştir. Kurulan bu sistemin güneşlenme miktarı yüksek olan ülkelerde de benzer sonuçlar vereceği öngörülmüştür (Mathioudakis ve diğ., 2009).

Termal ve güneşle kurutma sistemlerine ek olarak daha az sıklıkla kullanılan yöntemler de vardır. Bunlardan biyo-kurutma, aerobik ortamda organik madde yıkımı sırasında açığa çıkan ısının kullanılarak çamurun içindeki suyun buharlaştırılmasıdır. Bu yöntem biyolojik ayrışmaya uğrayabilen çamurlarda etkili hacim ve ağırlık azaltımı sağlamaktadır. Çamuru %80 su

içeriğinden %40 su içeriğine düşürebilmek için 1667 kJ enerji gerekmekte ve bu sırada her 1 kg ham çamurdan 0,667 kg su buharlaşmaktadır (Zhao ve diğ., 2010). Biyo-kurutma sırasında kullanılan enerjinin %60,6-72,6'sı buharlaşma için kullanılmaktadır. Yapılan çalışmadaki farklı havalandırma oranları, süresi ve sıklığına sahip dört paralel denemede hacim azalması yaklaşık %33, ağırlık kaybı %47-55 arasında, su azaltımı %58 ile %68 arasında bulunmuştur. Su kaybı ilk üç gün %19,6-30,3 arasında, takibindeki on gün %55,4-67,5 arasında olmakta, daha sonraki yedi günde ise kalan suyun giderimi gerçekleşmektedir. Bu da ilk aşamada daha etkili su giderimi olduğunu göstermektedir. Sonuç olarak biyo-kurutmanın çamurun su içeriğini %48'in altına düşürdüğü belirtilmektedir. Biyo-kurutma hacimde etkili bir azaltma sağladığından geçici depolama, taşıma, kokunun önlenmesi için etkili bir yöntem olarak verilmiştir. Biyo-kurutmanın dezavantajları ise kurutma sonucu oluşan çamurun biyolojik olarak yavaş ayrışabilir olması, nem içeriğinin yüksek olması, gözeneklerinin az olması sebebiyle etkili havalandırma gerçekleşmemesi ve enerji geri kazanımının düşük olması olarak verilmektedir. Havalandırma işleminin kütle transferini hızlandırarak buharlaşmayı arttırdığı bilinmektedir. Bu nedenle biyo-kurutma yönteminde havalandırma ve döndürme iki önemli parametre olarak gösterilmektedir. Havalandırma ve döndürme işlemleri ısı ve enerji kaybına sebep olduğundan optimizasyonlarının yapılması gerekmektedir. Çamuru yüksek hava akımıyla ya da çok sıklıkta döndürmenin bir avantaj olmadığı vurgulanmaktadır. Ayrıca yüksek hava akımı ve az sıklıkta dönüş ile düşük hava akımı ve çok sıklıkta dönüş biyo-kurutmada birbirine benzer sonuçlar vermektedir. Bunların yanı sıra yüksek hava akımı, düşük hava akımına göre sıcaklığı daha çok düşürmekte ve daha fazla enerji tüketmektedir. Bu da fazla hava akımının özellikle de düşük sıklıktaki dönüşlerde bir avantaj olmadığını göstermektedir. Dönüş sıklığını arttırmanın da madde ısını ve ortam sıcaklığını düşürdüğü, işlem süresini uzattığı ve enerji ihtiyacını arttırdığı belirlenmiştir. Ayrıca dönüş sayısını azaltmak için havalandırmanın arttırılabileceği belirtilmiştir (Zhao ve diğ., 2010).

Kompostlama sırasında kompostlanan malzemenin sıcaklığının 60-70°C'ye kadar çıkabildiği için kompostlama da bir kurutma yöntemi olarak ele alınmıştır. Biyo-kurutma işlemine benzeyen bu sistemin farkı ise sürekli karıştırma ve havalandırma gerektirmemesidir. Ancak Navaee-Ardeh ve diğerlerinin çalışmasında kompostlama işleminin, 30-50 gün arasında sürdüğü için yüksek miktardaki çamurlar için fazla zaman gerektirdiği belirtilmiştir (Navaee-Ardeh ve diğ., 2006). İkinci ve arkadaşlarının 2006'da yaptığı çalışmada kompostlama işleminde gereken enerjinin, hava akımına, devirdaim oranına ve besleme stoğunun türüne bağlı olduğu belirtilmektedir. Düşük hava akımı ve yüksek devirdaim sahip kompostlama

sistemlerinde sıcaklık kontrolü yapılamadığı ve ısı eşanjörü olmadığı durumlarda sistemin sabit sıcaklıkta tutulabilmesi için hava akımının gerekli olduğu belirtilmektedir. Bir başka çalışmaya göre kompostlama işleminde çamurun her kısmı belirlenen sıcaklığa ulaşmadığı için patojenlerin tekrar ortaya çıkabileceği belirtilmektedir (Björn, 2007). Kompostlama sırasında açığa çıkan ısı miktarının dolayısıyla gerekli olan hava akım miktarının besleme stoğunun türüne bağlı olduğu belirtilmektedir. Ayrıca düşük hava akımı ve yüksek devirdaim olmadığı durumlarda kuru madde kaybının ve kompostlanan kütle oranının da besleme stoğunun ürettiği ısıya bağlı olduğu belirtilmektedir (Ekinci ve diğ., 2006). Ahn ve diğerlerinin 2007 tavuk gübresi ve talaşla yaptığı çalışmada yüksek hava akımlarında uçucu katı kaybı %34,7-40, 30 günde üretilen enerji 520 MJ ve buharlaştırdığı su oranı %52 iken; düşük hava akımlarında uçucu katı kaybı %29,6-32,2, 30 günde üretilen enerji 421 MJ ve buharlaştırdığı su oranı %42 olarak belirtilmiştir.

Yunanistan'da adalar için ekonomik, coğrafi ve çevresel yönden 4 farklı çamur kurutma yöntemi (kireçle stabilizasyonu, kompostlama, termal kurutma ve güneşle kurutma teknikleri) incelenmiştir. Araştırmada verilen bilgilere göre; kireç stabilizasyonu çamuru hijyenik hale getirmekte, katı madde oranını arttırmakta ve pH artışı ile çamuru biyolojik olarak inert hale getirmektedir. Son ürünse komposta yakın özellikler göstermektedir. Ürün kokusuzdur ve toplum tarafından kabul görebilecek bir malzemedir. Sürekli CaO ihtiyacı bu sistemin toplam maliyetini, termal ve solar sistemlerin üstüne çıkarmaktadır. Kompostlama işlemi Yunanistan'da yeteri kadar bahçe atığı olmadığından uygun bulunmazken kompostlama işleminin kurulum maliyetinin yüksek, fakat işletiminin ucuz olduğu vurgulanmaktadır. Termal kurutmanın ise etkili bir yöntem olduğu belirtilmiş fakat fazla yakıt tükettiğinden sera gazı emisyonu açısından tehlikeli bulunmuştur. Termal kurutmanın birim maliyetinin ise diğer sistemlerden daha az ancak işletim maliyetinin, kireç stabilizasyonu, kompostlama ve güneşle kurutmadan daha fazla olduğu belirtilmiştir. En düşük kurulum ve işletme maliyetine sahip olan sistem ise güneşle kurutma sistemi olarak verilmiştir. Ancak bu sistemin meteorolojik koşullardan fazla etkilenmesi nedeniyle sürekli gözlemlenmesi gerektiği vurgulanmıştır. Sonuç olarak kireçle stabilizasyon ve güneşle kurutma sisteminin bir arada olduğu karma bir sistem optimum yönetim şekli olarak belirlenmiştir. Kireç stabilizasyonu ve solar kurutmanın toplam maliyeti tek başına termal kurutma ya da kompostlamaya kıyaslanabilir bulunmuştur. Solar kurutma ile artan kuru madde oranı sayesinde, gereken kireç miktarı azalmakta bu sayede az kireç kullanılmakta ve daha az hacim artışı görülmektedir. Böylece çamur depo sahalarında az yer kaplamakta ve bertaraf maliyeti de azalmaktadır. Ayrıca çıkan son ürün güvenli olarak

depolama ara katmanı ve depo örtü malzemesi olarak kullanılabilen ancak sıkı yasal gereklilikler yüzünden tarımda ve dolgu maddesi olarak kullanılamamaktadır (Kalderis ve diğ., 2010). Kireç stabilizasyonu ve güneşle kurutma kombinasyonu Bursa’da uygulanmaktadır. Bu sistemde mekanik susuzlaştırmadan sonra %20 katı madde içeriğine sahip olan çamura, düşük miktarda kireç ilave edilerek güneşle kurutma işlemi uygulanmaktadır. Böylece çamurun hacmi %40 azaltılmakta, taşıma ve depolama maliyetleri azalmakta ve gereken patojen giderimi kış aylarında 20 günde, yaz aylarında ise 10 günde sağlanmaktadır. Bu sistemin 4 senede kendini amorti etmesi ve sonraki 7 yılda yaklaşık 13 milyon Euro kazandırması beklenmektedir. Salihoğlu’nun çalışmasında açık ve kapalı güneşle kurutma sistemleri denenmiş, özellikle yağmur nedeniyle patojen giderimini ve çamurun kurummasını engellediği için açık sistemler yerine kapalı sistemler tavsiye edilmiştir (Salihoğlu ve diğ., 2007).

Son yıllarda çamuru ve kullanılmış yemeklik yağ katı yakıtıya dönüştüren kızartma kurutma (fry-dry) teknolojileri üzerine çalışmalar da yapılmaktadır. Kızartma kurutma kolay bir dolaylı kurutma yöntemidir. Bu sistemlerde çamur ısıtıcı ortam ile yani yağla temas ederek yapışkan (plastik) fazdan korunmakta, çamur yağla karıştığından toz problemi ortadan kalkmakta, taşıma ve depolama kolaylaşmakta ve son ürünün enerji değerleri yükselerek yakma kolaylaşmaktadır. Ayrıca yüksek sıcaklıkta çalıştığından son ürünü hijyenik hale getirmekte ve bu sayede de gerekli işlemleri azaltmaktadır. Dahası uzaklaştırılan buhar çoğunlukla su olduğundan gizli ısı yoğunlaşmayla kolayca geri kazanılabilmektedir. Bu teknolojinin diğer kurutma teknolojilerine göre avantajları yatırım maliyetinin düşük olması ve enerji gereksiniminin az olması nedeniyle işletme maliyetinin de az olması olarak gösterilmiştir. Bu kurutma sistemlerinin enerjisi en çok harcadığı kısmatik yağın toplanması olarak verilmiştir. Teknik avantajı ise hızlı işlem yapabilmesidir. Bu yöntem için kullanılan yağın yüksek metal içeriği olan motor yağları ya da yüksek maliyetli natürel birinci tip bitkisel yağlar olamayacağı, fakat ön ve birinci arıtmada tank üzerlerinden toplanan yağların bu işlem için kullanılabileceği belirtilmiştir (Peregrina ve diğ., 2008).

Peregrina ve diğerlerinin 2008’de yaptıkları çalışmada termal direnç (rezistans) bakılarak işlem için gereken süre hakkında yorum yapılmıştır. Yüksek direnç yavaş kuruma olarak belirlenmiştir. Sistemler incelendiğinde doğrudan kurutma yapan kurutucularda direncin kızartma ve ince-film kurutuculara göre bir kat daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. Araştırmada optimal kızartma sıcaklığının 140-160°C arası olduğu belirlenmiştir. Optimal sıcaklık değerinin üstüne çıkıldığında su dışındaki küçük parçaların da buharlaştığı belirtilmektedir. Araştırmaya göre kızartma işleminde üç aşama vardır; birinci aşama çamur ve yağın ısınması, ikinci aşama

kaynaması, üçüncü aşama ise çamurun içindeki suyun buharlaşırken yağın çamurun içine nüfus etmesidir. Bu sırada atık yağ hem ısıtıcı ortam gibi davranmakta hem de son ürünün enerji değerinin arttırmaktadır (Peregrina ve diğ., 2008). Romdhana ve diğ. (2009b) 2 kW resistansa sahip elektrikli, 5 L yağ kapasiteli kesikli kızartma kurutma üzerine yaptıkları çalışmaya göre 6 MJ.kg^{-1} kalorifik değere sahip kağıt endüstrisinden çıkan çamur, restoran ve gıda endüstrilerinden çıkan yağlarla işleme girdikten sonra 24 MJ.kg^{-1} kalorifik değere sahip olmaktadır. Bunun sebebi olarak, azalan su içeriğinin yanma için gereken enerji ihtiyacını azaltması ve çamurdaki su kaybından oluşan boşluklara yüksek kalorifik değere sahip yağın girmesi gösterilmektedir. Ayrıca elde edilen kalorifik değer akışkan yataklı sistemlerle karşılaştırmış bunun için Werther ve Ogada'nın 1999'da yaptığı çalışmadan yararlanmıştır. Akışkan yataklı kurutma sistemlerinde çıkan çamurlardan 15 MJ enerji elde edebilmek için ek yakıtlarla 850°C 'de yakılması gerektiğinden bahsedilmektedir. Basınçlı hava fırınlarında 140°C 'de yaklaşık 10 dk. ya da 110°C 'de 40 dk. işlem süresine ve %4 nem içeriğine sahip olan kızarma kurutma sistemleri ile %6 oksijen içeren akışkan yatak sistemlerinin karşılaştırılması sonucunda ise her iki sistemde kurutulan çamurların kalorifik değerindeki artışın yaklaşık aynı (15 MJ.kg^{-1}) olduğu sonucuna varılmaktadır.

Yıllık kuru madde çıkışları aynı olan üç farklı kızartma sistemi incelenmektedir. Birinci sistem buharı yoğunlaştırmak için soğutma suyu kullanmakta, ikinci sistem gizli ısıyı geri döndürerek enerji verimliliğini arttırmak için kapalı ısı pompası, üçüncü sistem de açık ısı pompası kullanmaktadır. Tüm incelenen sistemler kızartma kurutucu için uygun bulunmuştur. Birinci sistem kolay akış şemasına sahip ve en çok yakıt tüketen sistemken, ikinci sistem karışık akış şemasına sahip ve en çok elektrik tüketen sistem olarak belirlenmiştir. Ancak ikinci sistem birinci sisteme göre bu tip kurutmaya daha uygun bulunmuştur. Etkili enerji geri kazanımı sağlayan, akış şeması ikinci sistemden daha kolay olan üçüncü sistem ise yazarlar tarafından önerilmektedir (Peregrina ve diğ., 2008).

AÇ'nın kurutulması, çamurun son kullanım hedeflerini de dikkate alarak seçilmesi gereken bir yöntemdir. Örneğin hedef AÇ'nın yakılması ise, kurutma anlamlı bir uygulama olurken tarımsal uygulama hedeflenmekteyse AÇ'nın kurutulması gerekli olmamakta ve bu durumda kullanılması halinde gereksiz ölçüde yüksek maliyetler ortaya çıkmaktadır. Bu kapsamda AÇ kurutma işlemi bir fayda maliyet analizi ile ve AÇ kullanım hedefleri ve alternatif teknolojiler göz önünde bulundurularak değerlendirilmelidir.

Yakma arıtma çamurlarının hacmini ve kütlelerini büyük oranda azaltan bir bertaraf yöntemidir. AÇ'nın yakılabilmesinin değerlendirilmesinde en önemli kriter çamurun ısıl değeridir. Evsel

arıtma çamularının kalorifik değeri bir kaynakta 2500–3500 kcal/kg (Onaka, 2000) olarak, literatür derlemeleri yapan diğer bir kaynakta ise 3000–5000 kcal/kg (Thiphkhunthod ve diğ., 2005) olarak rapor edilmektedir. AÇ'nın kalorifik değeri geçirdiği arıtım süreçleri ile de birebir ilişkilidir. Örneğin AÇ arıtım sürecine hiç girmemiş ham AÇ'nın kalorifik değeri 4000-5000 kcal/kg olurken, stabilize AÇ için bu değerler yaklaşık 2500-3000 kcal/kg civarında olmaktadır. Fytily ve Zabaniotou (2008) farklı tür AÇ'nın ısı değerlerini Tablo 5.5'de ki gibi özetlemiştir.

Ancak, AÇ'nın yakılarak bertaraf edilmesinin de dezavantajları vardır. Bunlardan ilki yüksek miktarlardaki yakıt tüketimidir. Bunun yanında yanma sonucu havayı kirleten gazların da ortaya çıkması söz konusudur. Bu yüzden atıkların yakılarak bertarafı konusu dünyanın pek çok yerinde zor kabul gören ve yerel halkın tepki gösterdiği bir alternatiftir. Oysa birçok yakma sisteminde hava kirleticilerini tutabilmek için kullanılan “hava kirliliği kontrol sistemleri” bulunmaktadır. Bu sistemlerin var olduğu ve iyi çalıştığı yakma tesislerinde AÇ içindeki ağır metal ve diğer iz kimyasallar problem teşkil etmemektedir. Yakmanın diğer bir dezavantajı çamur kütlesini tamamen yok edemiyor olmasıdır. Yakma sırasında büyük ölçüde hacim azaltmak mümkün olsa da, AÇ içeriğindeki katı maddeler tam olarak yok edilememektedir ve AÇ katisının %30'una kadar olan bir miktar işlem sonunda kül olarak kalmaktadır (Malerius ve Werther, 2003). Bunun akabinde de ortaya çıkan kül, çoğunlukla içindeki metaller ve diğer kirleticiler nedeniyle depolanmak durumundadır. Ancak, yakma sonrası ortaya çıkan külün de yararlı kullanımı söz konusu olabilmektedir. Garces ve diğ. (2008) kütlece %10'luk bir arıtma çamuru külü eklentisi ile hazırlanan harcın (CM I 52.5 R çimentosu kullanılarak) Avrupa EN 197-1 standardını yakaladığını belirtmiştir. Başka bir harç hazırlama denemesinde CEM I 42.5 R çimentosu ile %5 ila %10 arasında karıştırılan çamur külünün, harç kalitesini düşürmediği gözlenmiştir.

Tablo 5.5: Farklı tür arıtma çamurlarının ısı değerleri

Arıtma Çamuru Türü	Isıl Değer (MJ/kg kuru katı madde)	
	Ölçüm aralığı	Tipik değer
Ham Çamur	23-29	25,5
Aktif Çamur	16-23	21
Anaerobik Çürütme Sonrası Ön Çökeltme Çamuru	9-13	11
Kimyasal Çöktürülmüş Ham Çamur	14-18	16
Biyolojik Filtre Çamuru	16-23	19,5

* 1 J = 0.24 cal

Werle ve Wilk (2010) yaptıkları çalışmada, kentsel arıtma çamurlarının günümüzde uygulanan termal kullanım yöntemlerini değerlendirmişlerdir. Her ne kadar bu çalışmada yalnızca Polonya'daki durum değerlendirilmişse de, sonuçlar ülkemiz için referans alınabilir. Üç gruba ayrılan ısı kullanım yöntemlerinin ikisi piroliz ve gazlaştırma ile ek yakıt olarak kullanımdır. Son yöntem ise piroliz ile gazlaştırmanın veya yakma ve gazlaştırmanın birlikte kullanıldığı bileşik yöntemlerdir. Ek yakıt olarak kullanım yöntemlerinin sıralandığı bölümde ilk olarak çamurdaki yoğun sülfür ve azot içeriğinin emisyon değerini artırabileceği konusuna işaret edilmiştir. Yakma alternatiflerinde ilk olarak çamurun kabarcıklı akışkan yataklı kazanlarda yakılması konusu çeşitli kaynaklardan derlenmiştir. Bu yataklarda NO_x emisyonlarının normal akışkan yataklara göre daha az olduğu vurgulanmıştır. Diğer yöntem olarak listelenen çamurun çimento prosesinde ek yakıt olarak kullanılmasında değinilen nokta ise, sıcaklığın 1800°C gibi oldukça yüksek ve ortamın bazik olduğu döner fırınlarda yakılmasının emisyon değerlerini artırmadığıdır. Ayrıca Polonya'daki bir termal elektrik santralinde kömürün arıtma çamuru ile birlikte yakılması örneğine de değinilmiştir (Werle ve Wilk, 2010).

Doğru enerji politikalarının üretimini sağlamak için bilim insanlarının çeşitli enerji üretim senaryolarını karşılaştırmalı bir yöntem ile analiz ettikleri bir gerçektir. Bu çalışmaların bir örneği de McIlveen-Wright ve diğ. (2011) tarafından gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmada öncelikle biyokütlenin yakılması ile oluşan karbon dioksit emisyonunun doğal karbon döngüsüne eklenerek sıfır olarak kabul edilmesi varsayımı dikkate alınarak, biyokütlenin ek yakıt olarak kullanılmasının karbon dioksit emisyonlarını ne kadar düşüreceği ve bunun ne gibi bir maliyetle gerçekleşeceği hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamada kömür, arıtma çamuru ve bazı biyokütle çeşitleri dikkate alınmış, bu yakıt türlerinin pulverize termik santrallerde, dolaşımli akışkan yataklı ve basınçlı akışkan yataklı termik santrallerde yakılması senaryoları hazırlanmıştır. Bu prosesler ile ilgili veriler gerçek yakma tesislerinden elde edilmiş, böylece oluşturulan senaryoların da gerçeğe yakınlığı sağlanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, arıtma çamuru da dahil olmak üzere biyokütlenin ek yakıt olarak kullanılması ve böylece karbon dioksit emisyonu azaltımı sağlanması, azaltılan karbon dioksit emisyonu sonucunda karbon kredisi elde edilmesi ve bunun ekonomik getirisi, kullanılan termal prosesin tipine, büyüklüğüne, kullanılan yakıtın ve ek yakıtın özelliklerine bağlı olarak değişmektedir.

Günümüzde mevcut alternatif teknolojiler üzerinden en uygun olanı seçmek başlı başına bir çalışmayı gerektirmektedir. Ayrıca seçilen teknolojinin çevreye duyarlı ve ekonomik olarak da uygulanabilir olması gerekmektedir. Bu yüzden de her uygulamada teknolojiler, ilgili duruma ve yerel koşullara göre bazı değişikliklere uğrar.

Stehlik (2009) çalışmasında yakma teknolojilerinin seçimi hakkında küçük bir algoritma vermektedir. Bu algoritmaya göre, herhangi bir atığın, yasal yükümlülükler çerçevesinde öncelikle ısı işleminden geçip geçemeyeceğinin tayini yapılır. Daha sonra, ısı işleme uygun atıkların ısı işlemlerde yakıt olarak kullanılabilirliği araştırılır. Yakıt olarak kullanılabilirler için ayrı, kullanılmayacaklar için ayrı yakma metodları uygulanır. Diğer araştırmalarda da arıtma tesisinden alınan örneklerle pilot testler yapmanın gerekliliği önemle vurgulanmıştır. Boran ve diğ. (2007) çalışmasında çamurdan enerji eldesi amacıyla 3 alternatif önermiştir. Bunlar; ham çamurun anaerobik stabilizasyonundan çıkan metan gazının ısı ve elektrik enerjisi elde etmek için kullanılması, susuzlaştırılmış ham çamuru yakarak enerji elde edilmesi ve stabilizasyon ile yakma proseslerinin ikisinden de ısı enerjisi elde edilmesidir. Prag merkezi atıksu arıtma tesisinden alınan örnekler incelenerek ve bu 3 alternatif için enerji dengesi tabloları hazırlanarak değişik perspektiflere göre (ekonomik, enerji kazanımı) en uygun olanı belirlenmiştir. Sonuçlar 2 no'lu alternatifin en yüksek enerji kazancı sağladığını ortaya çıkarmıştır. Yine de 2 no'lu yöntemde yakmadan önce stabilize olmamış ham çamurun susuzlaştırıldığı unutulmamalıdır. Teknoloji seçiminde bir diğer önemli kriter ise arıtma tesisinin kapasitesi yani arıtma sonucu oluşan arıtma çamurunun miktarıdır. Horttanainen ve diğ. (2009) yaptıkları çalışmada arıtma çamurundan enerji üretimi sağlayan tesisleri modellemişlerdir. Bu modeller dört ayrı senaryoda toplanmıştır. Bunlardan ikisi; yalnızca arıtma çamurundan ısı üretimi (WtH) ile yalnızca arıtma çamurundan ısı ve elektrik üretimi (WtCHP) yapan tesislerdir. Diğer iki tesisin prosesleri birincilerle aynı olmakla birlikte tek farkları, çamurun yanında biyoyakıt kullandıkları için daha büyük olmalarıdır. Bu senaryolar için; tesise çamur kabul ücreti geliri, ısı ve elektrik enerjisi maliyeti (pozitif ve negatif anlamda), bakım ve işletme maliyeti ile kül depolama giderleri göz önünde bulundurularak ekonomik analizler yapılmıştır. Örneğin; WtCHP tesislerinin ilk yatırım maliyetlerinin ve geri ödeme sürelerinin, WtH tesislerinden daha fazla olduğu görülmüştür. Ayrıca analizlerde ulaşılan önemli bir sonuç, yakma tesislerinin en büyük ekonomik girdisinin, kabul edeceği çamur başına alınan ücretler olduğudur. Bu ücretler üretilen ısı veya elektrik enerjisinin ekonomik girdilerinden çok yüksektir; bu nedenden ötürü WtH tesisleri ekonomik anlamda WtCHP tesislerinden üstün görünmektedir. Ancak, WtH tesislerinde üretilen ısı enerjisinin gerekli yerlere taşınması çoğu zaman mümkün değildir, bu yüzden WtCHP tesisleri bir termik santral gibi düşünülmelidir. Analizlerde ihmal edilse de, tesisin kurulacağı bölgedeki elektrik enerjisi talebine göre WtCHP tesislerinin geri ödeme sürelerinin azalabileceği de vurgulanmıştır.

Wzorek (2012), Avrupa Birliği lkelerinin kuru bazda ürettikleri evsel arıtma çamuru miktarının yıllık yaklaşık 8 milyon ton olduğunu ve bu miktarın her geçen yıl arttığını belirtmiştir. Bu sebepten, son yıllarda arıtma çamurlarından yararlanmak için termal metotların kullanımının öneminin arttığını vurgulamıştır. Wzorek (2012) yaptığı çalışmada, arıtma çamuru içeren alternatif yakıtların özelliklerinin karakterizasyonunu yapmış ve bu yakıtların imento klinkeri üretiminde kullanılabilirliğini araştırmıştır. Yağlı bir yapıya sahip olan ve düşük su oranı içeren yakıt karışımlarının hazırlanabilmesini mümkün kılan arıtma çamuru, seçilen başka atıklarla (şlam kömürü, et ve kemik unu ve odun talaşı) belirli oranlarda karıştırılmıştır. Bu şekilde arıtma çamuru içeren  farklı alternatif yakıt oluşturulmuştur: arıtma çamuru ve şlam kömürü içeren 1. yakıt, arıtma çamuru ve et ve kemik unu içeren 2. yakıt, arıtma çamuru ve talaş içeren 3. yakıt. Bu çalışmada kullanılan arıtma çamuru 225,000 eşdeğer nüfusa sahip evsel-mekanik-biyolojik çamur arıtma tesisinden alınmıştır. Arıtma amuru ile oluşturulan bu karışımlar tamburlu kurutucu ile yakmaya uygun hale getirilmiştir. Sonrasında ise 7 gün boyunca stabil hale gelmesi beklenmiş, başta kalorifik değerleri olmak üzere kimyasal (kl içeriği, uçucu madde miktarı, nihai analizleri, TGA analizleri, ICP metodu ile külünün kimyasal analizleri, ağır metal içerikleri, PAHs içeriği) ve fiziksel analizleri yapılmıştır. 2. ve 3. yakıtların kalorifik değerleri 13-15 MJ/kg (düşük enerji seviyeli), 1. yakıtın ise kalorifik değerleri 19 MJ/kg (orta-yüksek enerji seviyeli) olarak bulunmuştur. Bu yakıtların, klinkerleşme sürecini olumsuz etkileyen zararlı bileşen içeriklerine (klor, kükürt, uçucu ağır metaller gibi) ve fiziksel özelliklerine bakıldığı zaman imento endüstrisinin alternatif yakıtlar için olan gerekliliklerini sağladığı grlmştir. Sonuç olarak, arıtma çamuru içeren alternatif yakıtların belirli bir antrasit oranı yerine klinkerleşme sürecinde döner fırınlara beslenebilir olduğu bulunmuştur. Ayrıca, imento endüstrisi dışında, arıtma çamuru içeren yakıtların fiziksel ve kimyasal özelliklerinin uygunluğu sebebiyle diğer kömür kullanılan yakma süreçlerinde de ek yakıt olarak kullanılabilirliğinin mümkün olduğu belirtilmiştir.

Arıtma amurunun uçucu maddelerinden arındırılıp kmrleştirilmesi işlemi üzerinde alışan Viana ve diğer. (2011), bu işlem sonucunda elde edilecek maddenin yalnızca yakıt olarak değil ayrıca adsorbent olarak da değerlendirilebileceğini göstermiştir. Kurutulmuş arıtma amuru 200-500°C arasında değerşen sıcaklıklarda azot ve oksijen ortamında arıtma çamurunun içerisindeki uçucu madde alınmıştır. Daha sonra elde edilen örnekler üzerinde x-ray difraksiyon analizi ve elemental analizi yapılmıştır. 500°C'nin kömürleştirme işlemi için optimum sıcaklık olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Arıtma çamurunun yakıt özellikleri üzerine yapılan bir çalışmada, kömürleştirme işleminin yakıt oranının yükselmesini, uçucu madde miktarının azalmasını ve ayrıca H/C ve O/C oranının linyit yakıtlarında görülen değerlere yaklaşmasını sağladığı gözlenmiştir. Kömürleştirme işlemi, kurutulmuş arıtma çamurunun 300°C'den 500°C'ye kadar artan sıcaklıklarda oksijensiz ortamda ısıtılması ile sağlanmaktadır. Kömürleştirme işlemi ile yakıtın yanma verimi yükselmiş ancak yakıttaki uçucu maddenin azalmasının neticesinde kül oranı yükselmiştir. Yükselen kül oranı, külün ısıl proseslerin üzerine olumsuz etki gösterebilecek nitelikte olduğu gerçeği de göz önüne alındığında, bu işlemin olumsuz bir yönü olarak öne çıkmaktadır (Park ve Jang, 2011a).

Karbonize edilmiş arıtma çamuru üzerinde yapılan başka bir çalışmada, kömürleştirilmiş arıtma çamuru bir solvent ile çözdürülmüştür. Çözdürülen arıtma çamuru daha sonra kurutulmuş ve böylece kömürleştirme işlemi ile uçucu maddesi alınan arıtma çamurunun külü ve geri kalan organik maddesi de birbirinden ayrılmıştır. Bu çalışmada 300, 400 ve 500°C'de kömürleştirme işlemi uygulanmış ancak yalnızca 300°C'de kömürleştirilen arıtma çamuru başarılı bir şekilde ekstrakt edilebilmiştir. Daha sonra 300°C'de kömürleştirilip ekstrakt edilip kurutulmuş arıtma çamuru, düşük kalite ve yüksek kalite kömür üzerinde yaklaşık, nihai ve TGA analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre arıtma çamuruna uygulanan bu işlemler çamurun yakıt kalitesini yüksek kalite kömürlere yaklaştırmıştır. Çamurun kül ve uçucu madde seviyesi azalmış, sabit karbon miktarı artmıştır. Çamurun yanma profili yüksek kalite kömür ile benzerlik göstermiştir (Park ve Jang, 2011b).

Günümüzde, Japonya gibi arıtma çamurundan enerji elde etme konusunda altyapısını oluşturmuş ülkelerin gündemi, mevcut sistemlerini geliştirilerek ısı enerjisinin yanında elektrik enerjisi üretimine de yoğunlaşmak şeklindedir (Murakami ve diğ., 2009). Murakami ve diğerlerinin çalışmasında izlenen yöntem, mevcut sisteme alternatif bir çözüm üretmek ve çalıştırılan pilot tesisteki sonuçları mevcut tesisle karşılaştırmaktır. Burada bahsedilen eski yöntem arıtma çamurunu kabarcıklı akışkan yataklı kazanda ek yakıtlarla yakma işlemidir. Yerine önerilen sistem ise çamuru basınçlı akışkan yataklı kazanda daha az ek yakıt ile yakarak baca gazındaki ısı enerjisini elektrik enerjisine çevirmektir. Yeni sistemde kullanılan basınçlı kazan yanma verimliliğini artırmakta, ek yakıt ihtiyacını azaltmakta ve elektrik üretimi için kullanılan turbo jeneratörün basınç ihtiyacını karşılamaktadır. Sonuçta, yeni sistemle %50'ye yaklaşan bir enerji tasarrufu ve %25 daha düşük yakıt ihtiyacı sağlanmıştır. Bunlara ek olarak, tesisin çevreye olan zararlı etkisi önemli oranda azalmıştır.

Wang ve diğ. (2008c)'ne göre arıtma çamurunun yakılması ile enerji elde etmek, tesislerin genellikle ürettiğinden daha fazla enerji tüketmesi sebebi ile eski metodlarla mümkün değildir.

Öte taraftan yeni yakma tekniklerinin ve çamurun ek yakıt olarak kullanımının bu alandaki kısıtlamaları ortadan kaldırdığı ileri sürülmüştür. Aynı çalışma, çamurun yakılması ile birlikte kalan külün çeşitli alanlarda kullanılması ile de çamurun bertaraf probleminin tamamen ortadan kalktığını belirtmektedir.

Magdziarz ve diğ. (2011) yaptıkları çalışmada arıtma çamurlarının yanma proseslerinde yakıt olarak kullanılabilirliğini araştırmışlardır. Bu çalışmada kullanılan çamurlar, Polonya'nın Bochnia şehrindeki belediyeye ait olan atıksu arıtma tesisinden alınmış, kireç kullanılarak briket haline getirilmişlerdir. Briketlerin iyi bir mekanik özelliğe sahip oldukları söylenmiştir. Çamurun elemental analizi, kül içeriği ve termogravimetrik analizi yapılmıştır. Arıtma çamuru ile hazırlanan bu yakıtın %23,5 nem içeriğindeyken yüksek kalorifik değere (yaklaşık 8,6 MJ/kg) sahip olduğu bulunmuştur. Fakat termogravimetrik analiz, çamurun yüksek miktarda (%40) küle sahip olduğunu göstermiştir. Bu yanma prosesleri için istenmeyen bir durumdur. Sonuçlar, hazırlanan bu briketlerin termal kullanım için yeterli özelliklere sahip olduğunu göstermektedir.

Bu değerlendirmeler çerçevesinde arıtma çamurlarının yakılabilmesi için yeni yakma tesislerinin kurulması yerine bu çamurların mevcut yakma tesislerinde bertaraf edilmesi daha öncelikli ve uygulanabilir bir alternatif oluşturmaktadır. Bu kapsamda da çimento fabrikaları potansiyel bertaraf tesisleri olarak öne çıkmaktadır. Dünyada pek çok ülkede çimento fabrikaları çeşitli atıkları yakmaktadır. Japonya'da bu şekilde çimento fabrikalarında yakılan atıklar yılda 25 milyon tonu geçmektedir (Onaka, 2000). Çimento fabrikalarında tipik yakıt olarak gaz, fuel oil ve kömür kullanılmaktadır. Bunların yanı sıra atık yağlar, plastikler, atık lastikler ve AÇ son yıllarda alternatif yakıt olarak kullanılmaktadır (Kaantee ve diğ., 2004). Çimento üretiminde ham madde olarak kireç (CaCO_3 %80-85), kil (%15-29), silis, demir ve alüminyum içeriğini sağlayan diğer bileşenler kullanılmaktadır (Kaantee ve diğ., 2004). Üretim süreci bu ham maddelerin karıştırılması ve parçalanması, daha sonra bir fırında yakılarak klinker elde edilmesi, klinkerin parçalanması, diğer minerallerin eklenmesi ve son ürün çimentonun elde edilmesi şeklindedir (Fytili ve Zabaniotou, 2008). Bu süreçte Kaante ve diğ. (2004) AÇ'nin sisteme besleme oranının tesisin klinker üretim kapasitesinin yaklaşık %5'i kadar olabileceğini ancak bu miktarın bir maksimum oran teşkil etmediğini belirtmektedirler. Fytili ve Zabaniotou'nun (2008) çalışmasında, arıtma çamuru ve kemik ve et tozları ek yakıt olarak kullanılmış ve bu yakıtların kullanılmasının yanma için gereken hava ihtiyacını %3-4 oranında artırdığı belirtilmiştir. Ayrıca oluşan çimentonun kalitesinin arıtma çamuru yakılması ile değişmediği vurgulanmıştır.

Rovira ve diğ. (2011), İspanya'nın Katalonya bölgesinde bulunan, 2008'den beri arıtma çamurlarını alternatif yakıt olarak kullanan bir çimento fabrikasının etrafındaki belirledikleri noktalardan toprak ve çimen numunelerini ve fabrikanın içinde bulunan istasyon noktasından hava numunesi olarak *polychlorinated dibenzo-p-dioxins* ve *dibenzofurans(PCDD/Fs)* ve bazı metallerin (*As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl, V* ve *Zn*) analizlerini ve bunların insan sağlığı üzerindeki risk değerlendirmesini yapmışlardır. İkincil yakıt olarak kullanılan arıtma çamuru, fabrikada kullanılan petrokoktan elde edilen enerjinin 20%'sini oluşturacak şekilde fabrikaya beslenmiştir. Bahsi geçen analizlerin sonuçlarını da fabrikada arıtma çamuru kullanılmaya başlanmadan önceki 2003 ve 2006 yıllarının analiz sonuçları ile karşılaştırmışlardır. Topraktaki PCDD/Fs miktarı 0.10 ng I-TEQ.kg⁻¹km, çimendeki PCDD/Fs miktarı ise 1.11 ng I-TEQ.kg⁻¹km olarak bulunmuştur. Bu değerlerin fabrikada arıtma çamuru kullanılmayan yıllara ait olan analiz sonuçlarına çok yakın olduğu görülmüştür. Metallerin ise topraktaki ve çimdeki yanı sıra havadaki konsantrasyonu da ölçülmüştür. Ne yazık ki, havadaki metal analizlerinin önceki yıllara ait olan sonuçları mevcut olmadığı için karşılaştırma yapılamamıştır. Fakat havadaki metal konsantrasyonunun diğer endüstriyel bölgelerdekine çok yakın olduğu kaydedilmiştir. İnsan sağlığı üzerindeki yapılan risk değerlendirmesi çalışmasında ise 2003 ve 2006 yıllarında yapılan çalışmalarla benzer sonuçlar alınmış, tüm bu risk değerlendirmelerinin uluslararası standartlara uygun olduğu belirlenmiştir. Bu çalışma, arıtma çamurunun yüksek enerji ihtiyacı yanma proseslerinde kullanılabilirliğini desteklemekte ve teşvik etmektedir. Ayrıca bu tip uygulamaların, insan sağlığı üzerinde kayda değer bir risk taşımadan, fosil yakıtların tasarrufunda, CO₂ emisyonunda ve atık maddelerin değerlendirmesinde önemli bir yere sahip olduğu vurgulanmıştır.

Çamur için bertaraf amacı öne çıkmak kaydıyla, küçük bir miktarda (kuru ağırlıkça %10'un altında) kömürle paçal edilerek kullanılan arıtma çamurunun üretim ve yakma tekniğine olumsuz bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir (Otero ve diğ., 2002). Bu seviyelerde bir yakıt karışımının çamur sorunu için en uygun çözüm olduğu araştırmacılar tarafından yıllardan beri savunulmaktadır. İspanya'da üç farklı arıtma tesisinden gelen çamurlar semi-antrasit türü bir kömürle %10'dan az bir oranda karıştırılıp, 100-800°C aralığında termogravimetrik/kütle spektrometrik analize tabi tutulmuş ve sonuçta bu sıcaklık aralığında kömür ile çamur arasında olumsuz bir etkileşim gözlenmemiştir (Otero ve diğ., 2006). Termik santrallerde ek yakıt olarak kullanılacak kurutulmuş arıtma çamuru miktarının çamur tipine, yakma prosesine ve kömür tipine göre değişebildiği belirtilmiştir. Polonya'daki OP-230 tipi kazanda bu oran kütlece 1% olarak bulunmuştur (Stelmach ve Wasielewski, 2008). Arıtma çamurunun ek yakıt olarak

kullanılmasının bu tesis için hava kirliliği ile ilgili sınır değerleri ihlal etmediği gözlenmiştir. Wzorek ve Scierski (2010) yaptıkları çalışmada Polonya gibi Avrupa Birliği'ne yeni üye olmuş ülkelerin kanalizasyon sistemlerini geliştirmeye başlaması ve yeni atıksu arıtma tesislerini kurması sonucunda daha fazla oluşan arıtma çamurlarının şlam kömürleri ile birlikte yine bu ülkelerde sayıca çok bulunan kömür yakılan mekanik ızgaralı kazanlarda yakılmasını değerlendirmişlerdir. Arıtma çamuru ve şlam kömürü karışımıyla elde ettikleri yakıtta kireç de ekleyerek sülfür bileşiklerinin emisyonunu azaltmayı hedeflemişlerdir. Bu yakıtlar yaklaşık 15 ve 35 mm çapında numuneler şeklinde hazırlanmıştır. Laboratuvarında kullanılan yakma düzeneği gerçekte var olan ızgaralı kazanların simülasyonu olacak şekilde kurulmuştur. Çalışmada, çamur içeren bu yakıtların yakılmasıyla oluşan emisyon değerlerini (NO_x , SO_2 , CO ve diğer gazlar) saptamayı amaçlamışlardır. Bu emisyon değerleri ile sadece kömürün yakıldığı emisyon değerleri karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda, çamur içeren yakıtın kullanılmasıyla oluşan CO ve SO_2 emisyon değerlerinde sadece kömür kullanılmasıyla oluşan emisyon değerlerine kıyasla %60'a varan azalmalar, NO_x emisyonunda ise küçük bir azalma görülmüştür. Fakat NO_x değeri hala kabul edilebilir limitin üzerinde bulunmuştur. Çamur içeren yakıtın diğer bir avantajı daha hızlı tutuşma özelliğine sahip olmasıdır. Ayrıca oluşturulan yakıtların çapı azaldıkça (35mm'den 15 mm'ye doğru) tutuşma zamanlarının kısaldığı ve CO ve SO_2 emisyonlarının azaldığı fakat aynı zamanda NO_x değerinin ise arttığı bulunmuştur. Bu çalışma sonucunda çamur ve şlam kömürü karışımının ızgaralı kazanlarda ve diğer yanma proseslerinde özellikle çimento üretiminde kömür ile eş zamanlı yakılabileceği sonucuna varılmıştır. Fakat NO_x emisyonunun limit değerleri içinde olabilmesi için yanma proseslerinin üzerinde daha fazla çalışılması gerektiği vurgulanmıştır.

Çimento fırınlarında ek yakıt olarak kullanılan arıtma çamurunun baca gazına etkisi verilen yakıt ile yanma gazının etkileşimine bağlı olarak değişebilir (Galvez ve diğ., 2007). Fırınlarda çimento ham maddesi asıl yanmanın gerçekleştiği bölgenin tam karşısından verilir, böylece yanma sırasında oluşan sıcak gaz yeni hammadde ile temas geçerek, ısı ve enerji kazancı sağlar. İşte bu temas sırasında hammaddenin adsorban özelliği dolayısıyla gazın içindeki kirleticilerin bir kısmının tutulup tutulmadığı konusunda birçok araştırma yapılmıştır. Galvez ve diğ. (2007)'nin çalışmasında, arıtma çamurunu yakma prosesinde oluşan gazlar ile çimento hammaddesi arasındaki ilişki incelenmiştir. Bilindiği üzere arıtma çamurunu yakma işleminde baca gazının hızlı soğumasından dolayı dioksin grubundaki kirleticiler oluşabilmektedir. Onaltı çeşit PAH türü ile 15 çeşit PCDD/F türü kirleticilerinin çimento hammaddesi ile reaksiyonu araştırılmış ve çimento hammaddesinin PAH ve PCDD/F'lerin yıkılmasını hızlandırdığı

gözlenmiştir. Bunun nedeni olarak, çimento hammaddesindeki alüminyum, kalsiyum, demir vb. oksitlerin bulunması gösterilmiştir. Bu oksitlerin hammadde yüzeyinde gerçekleştirdiği kloruzlaştırma reaksiyonlarının yüksek alkaliteden dolayı devam edebileceği belirtilmiştir (Galvez ve diğ., 2007).

Galvez ve diğ. (2007) yaptıkları inceleme ile gaz ve yarı uçucu sınıftaki kirleticileri incelemekte, bu arada atık gazlarda PAH ve PCDD/F bileşiklerini değerlendirmektedirler. Kurutulmuş arıtma çamuru (İspanya'nın Tarragona kenti arıtma tesisine aittir) ve yakındaki bir tesise ait değirmenden geçirilmiş halde çimento ham maddeleri önce organikler ve ağır metaller için etraflı bir analize tabi tutulduktan sonra, üretim sürecindeki gerçek koşullara göre birlikte yakılmışlardır. Sonuçta çimento ham maddesinde bulunan çeşitli oksitler (Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , P_2O_5 , SiO_2 ve az miktardaki MgO , TiO_2 , Cr_2O_3 , ZnO , CuO) katalitik etki yaparak kirleticilerin parçalanmasına neden olmuş, parçalanma ürünü organikler ortamın alkali niteliğinden dolayı tutunmuşlar ve baca gazında beklenenden daha az organik çıkışı gözlenmiştir. Bu etki daha önceleri başka yazarlarca da belirtildiğinden (örneğin Weber ve diğ., 2002) bu oksitlerin baca gazlarından PCDD/F bileşiklerinin giderimi için geliştirilen katalitik kontrol proseslerinde de katalizör olarak kullanıldığı bilinmektedir (Lomnicki ve Dellinger, 2003; Yamada ve diğ., 2004). Bu konuda en iyi katalizör olarak bilinen V_2O_5 ile yapılan benzer yakmalarda elde edilen giderme hızları ile kıyaslanabilen sonuçlar elde edilmiştir. Deneylede kullanılan gerçek malzeme ile sadece %4-16 aralığında adsorpsiyonla azalmaya karşılık, %35-97 arasında bir PCDD/F ve PAH azalması görülmüştür. Arıtma çamurunda bulunan yüksek ağır metal konsantrasyonu, çamurun ısıl proseslerde ağır metal emisyonlarını artırmasına yol açabilir. Chen ve Yan (2012) yaptıkları çalışmada yakılan arıtma çamurlarının oluşturduğu ağır metal emisyonlarının hangi koşullar ile değiştiğini gözlemlemiştir. Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Mn ve Ni üzerinde yapılan incelemelerde yakma sıcaklığının ve arıtma çamurunun ihtiva ettiği nem miktarının bu parametreler üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, yakma sıcaklığının artırılması (~1100°C) ağır metallerin gaz olarak sistemden çıkmasına yol açmış, yakmanın düşük sıcaklıklarda (~600) tutulduğu denemelerde ise bazı ağır metallerin yanma sonrası oluşan cürufun içerisinde kaldığı anlaşılmıştır. Ayrıca, arıtma çamurunun yakma reaktöründe tutulma süresinin de cürufta tutulan ağır metal oranını düşürdüğü gözlenmiş, arıtma çamurunun nem içeriğinin ise ağır metal emisyonlarına gözle görülür bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir.

Biganzoli ve diğ. (2012) tarafından bir çalışmada, gerçek bir atık yakma tesisinde arıtma çamuru kullanılmasının tesisin değişik noktalarındaki ağır metal konsantrasyonlarını nasıl

etkileyeceği araştırılmıştır. Bu bağlamda dip külü, uçucu kül, yaş yıkayıcı çamuru, baca gazı gibi noktalardan 4 yıl boyunca örnekler alınmış ve arıtma çamurunun bu noktalardaki ağır metal konsantrasyonlarını nasıl etkilediği gözlenmiştir. Arıtma çamurunun kütlece %3'e kadar varan miktarlarda uygulandığı durumlarda arsenik haricindeki iz elementlerin fazla değişmediği gözlenmiştir. Yalnızca arsenikte ton başına konsantrasyon 1mg'dan 3mg'a çıkmıştır. Arsenik konsantrasyonunu yükselten etmen ise arıtma çamurunun yüksek oranda arsenik içermesidir. Ancak, arseniğin dip külünde birikmesi ve baca gazında gözlenmemesi, hem bu çamurun düzgün bir biçimde berataraf edilmesi, hem de yakma işleminin çevreye zararlı baca gazı emisyonu açısından bir etkisi olmaması anlamına gelmektedir.

Liu ve diğ. (2010), arıtma çamurunun laboratuvar ölçekli fırında yakılması esnasında ağır metallerin termal değişimini gözlemlemişlerdir. Yaptıkları bu çalışmada, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd ve Cr değerlendirilecek ağır metaller olarak seçilmiştir. Ağır metallerin uçuculuk analizinin ve türleşme dağılımlarının, olası kimyasal değişimlerinin mekanizmasının açıklanmasında yardımcı olacakları beklenmiştir. Bu çalışmanın sonucunda, çamurun asitle çözünür fraksiyonunda bulunan Cu ve Zn'nin buharlaşmaya daha eğilimli olduğu ortaya çıkmıştır. Çamurun organik kısmındaki Cr'un, kalan kısmındakine göre daha uçucu olmasına karşın bu durumun Pb metali için tam tersi durum teşkil ettiği bulunmuştur. Bu metallerin yanma esnasındaki değişimleri iki sınıfa ayrılabilir: içsel değişim kontrolü ve başlangıç buharlaşma kontrolü. Cu ve Ni metalleri için içsel değişim oluşurken diğer tüm metaller için değişim başlangıç buharlaşması ile kontrol edilmektedir. Metallerin bu değişimi, farklı fraksiyonlarda buharlaşma eğilimleri ile devam etmektedir. Ayrıca bu değişimler, kül matrisi ile birlikte reaksiyonlardan etkilenmektedir. Nemin de Cu, Zn, Pb ve Cr metallерinin değişiminde etkisi vardır.

Lin ve diğ. (2012) yaptıkları çalışmada, kurutulmuş arıtma çamurunun çimento üretimine katılmasının klinkerin yanma prosesine etkilerini incelemişlerdir. 0.5% ve 15% ile değişen oranlarda hammaddeye katılan kurutulmuş arıtma çamurları ile hazırlanan karışım örnekleri 1450 C⁰'de 2 saat süre ile yakılmıştır. Elde edilen sonuçlar, eko-çimento klinkeri (arıtma çamuru içeren klinker) ile normal portland çimento klinkerinin ana bileşenlerinin benzer olduğunu göstermiştir. C₂S faz oluşumunun, katılan arıtma çamuru miktarının artmasıyla arttığı, ayrıca 15% arıtma çamuru katılan klinkerin daha büyük gözenekler içermesi sebebiyle mikroyapısının önemli ölçüde farklılık gösterdiği bulunmuştur. Bütün çamur içeren karışımların katılaşmaya başlama zamanı ve katılaşma süresinin sona erme zamanının portland çimento karışımına göre daha uzun olduğu ve bu zamanların hammaddeye katılan arıtma

çamuru miktarı arttıkça daha da arttığı bulunmuştur. Eko-çimento karışımlarının erken eğilme mukavemetinin, içeriğindeki arıtma çamurunun artmasıyla azaldığı, aynı zamanda sıkıştırma mukavemetinin de az miktarda düştüğü görülmüştür. Eko-çimento karışımlarının içerdikleri C₂S miktarının fazla olmasının ve çamurun içeriğindeki elementlerin buna neden olabileceği düşünülmüştür. Ayrıca, klinkerin içerdiği Ti, Ba, Zn, Cr, Cu, Ni ve Pb konsantrasyonlarının katılan arıtma çamuru miktarı ile arttığı, Mg, Sr, Al, Fe ve Mn konsantrasyonlarının ise azaldığı kaydedilmiştir. Bunlara ek olarak, eko-çimentoların sızdırma konsantrasyonlarının Çin'deki yönetmelik standardını karşıladığı belirtilmiştir.

Urciuolo ve diğ. (2012) çamurun kurutulmadan yakıldığı bir bertaraf yöntemi üzerinde çalışmışlardır. Laboratuvar ölçekli bir akışkan yataklı yakma sistemi tasarlanmış ve çamurun böyle bir proseste nasıl davrandığı, hangi proses değişkenlerinden etkilendiği ve özellikle yaş çamurun kuruması sırasında hangi dönüşümleri geçirdiği incelenmiştir. Yöntem olarak yanma sırasında reaktörün içi görüntülenmiş, gaz emisyonları takip edilmiş ve reaktör içinden değişik aşamaları temsil edecek örnekler alınıp incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre yaş arıtma çamuru, içerdiği yüksek nem oranı nedeniyle reaktör yatağının üst noktalarında uçuculaşmakta ve reaktörün üst kısmında yer alan serbest bölgede yanabilmektedir. Arıtma çamuru, susuzlaştırma işleminin getirdiği bir sonuç olarak reaktöre oldukça büyük topaklar halinde verilebilmiştir. Çamurun bu şeklini reaktör içerisinde nemini kaybettikten sonra dahi koruduğu görülmüştür. Çamur topaklarının parçalanma eğiliminin, topağın büyüklüğüne, reaktör sıcaklığına ve gaz akış hızına bağlı olduğu belirtilmiştir.

Han ve diğ. (2012), küçük bir laboratuvar ölçekli akışkan yatak kullanarak Çin'deki Shidongkou arıtma çamuru ile yakma deneyleri yapmışlar, çamurun nem içeriğinin ve besleme hızının bu duruma etkisini ve ağır metallerin transferini araştırmışlardır. Nem içeriği 40%'tan fazla olmayan arıtma çamurları herhangi bir yardımcı yakıtı ihtiyaç duyulmadan sabit bir biçimde yakılmıştır. Çamurlardan nem içeriği daha fazla olanların ilk tutuşmasını sağlamak için yoğun fazın sıcaklığının artırılması, yoğun fazın gaz-katı karışımının güçlendirilmesi ve çamur besleme hızının artırılması gerektiği belirtilmiştir. Fakat çamur besleme hızının artması akışkan yatağa giren yeni çamurun fiziksel ısı emme miktarını ve tamamlanmayan yanma ısı kaybını artıracak ve akışkan yatağın sıcaklığını düşürecek söylenmiştir. Nem içeriği fazla olan çamurların yanması sırasında oluşacak bu problemleri çözebilmek adına, ikinci bir hava tedarik sisteminin kurulması önerilmiştir. Çamurdaki nem içeriğinin yüksek oluşu SO₂'nin H₂O ile tepkimeye girerek H₂SO₃ oluşumuna sebebiyet vereceği böylece de SO₂ emisyonunun düşeceği söylenmiştir. H₂SO₃'ün de aşındırıcı özelliğinin akışkan yatak tasarımında göz önünde

bulundurulması gerektiğinin altı çizilmiştir. Ayrıca, farklı deneysel koşullarda akışkan yataktan çıkan gaz fazındaki kirleticiler tartışılmıştır. Düşük nem içeriğine sahip arıtma çamurunun yakılmasından kaynaklı SO₂ emisyonunun çamurun beslenme hızı ile artacağı bulunmuştur. Fakat NO_x emisyonlarında ise küçük bir değişim gözlenmiştir. Bu değişim, fırının içindeki yanıcı nitrojen elementlerinin artmasına ve indirgeyici atmosferin güçlenmesine bağlanmaktadır. Son olarak, çamurun içindeki Zn dışındaki ağır metallerin çoğunlukla dip külünde ve torba filtrede tutulan külde yoğunlaştığı bulunmuş ve bu durumun ağır metallerin sonraki çevresel süreçlerine yardımcı olacağı belirtilmiştir.

Arıtma çamurunun yakılması sonrası oluşan külün özelliklerini belirlemek amacıyla yapılan bir çalışmada (Wang ve diğ. 2012), çamur üzerinde XRF, XRD, SEM/EDX gibi birçok analiz yapılmıştır. Kül eritme cihazında 900-1000-1100°C’de elde edilen arıtma çamuru küllerinin SEM-EDX cihazında görüntüleri elde edilmiş, XRF cihazında oksit konsantrasyonları incelenmiş, XRD cihazında mineral yapıları incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre örneklenen arıtma çamurlarındaki yüksek Al ve Fe, çamur külünün davranışını domine etmiştir. Atıksu arıtma proseslerinde koagülasyon ajanı olarak kullanılan Al₂(SO₄)₃ ve Fe₂(SO₄)₃ maddelerinin, çamur külünün erime noktasını yükseltmiş ve sinterleşme eğilimini düşürmüş olduğu görülmüştür.

Değişen oranlarda (çamur için yaklaşık %0,4-%3, atık lastik için yaklaşık %0,3-%1) evsel arıtma çamuru ve atık lastiğin çimento fırınlarında ek yakıt olarak kullanıldığı denemelerde, Conesa ve diğ. (2008) baca gazındaki çeşitli kirleticilerin yükleri araştırılmıştır. Bu kirleticiler; dioksinlar ve furanlar, PAH, uçucu organik karbonlar (VOCs), hidrojen klorür ve florür ile ağır metallerdir. Arıtma çamuru eklenmesinin dioksin seviyesini etkilemediği, buna karşın atık lastiklerin dioksin seviyesini artırdığı, ancak bu seviyenin yasal sınırlar içerisinde kaldığı görülmüştür. PAH seviyesinin ise literatürde bilinen değerlere yakın çıktığı gözlenmiştir. Bilinen bir gerçek olan ağır yağların yakıt olarak kullanımının PAH değerlerini artırmasının, yüksek oranda ağır yağ içeren atık lastikler için de geçerli olduğu görülmüştür. Uçucu organiklerin, dioksin seviyesinde görülen değişime benzerlik gösterdiği belirtilmiştir. Uçucu organikler gibi, hidrojen klorür ve florür yoğunluklarının yasal seviyenin altında olduğu belirtilmiştir. Ağır metal yükleri için yapılan analizlerde, atık lastiklerin V, Co, Ni, Pb’yi doğrudan etkilediği görülmüştür. Ancak arıtma çamurunun bünyesinde bulunan Cr, Cu, Mn, Ni, V gibi ağır metallerin baca gazı yoğunluklarının arıtma çamuru miktarına bağlı olarak artmadığı görülmüştür. Hg ve Sb gibi uçuculuk özelliği fazla olan ağır metallerin ise diğer ağır metal gruplarından tamamen ayrı değişim gösterdiği belirtilmiştir. Son olarak, herhangi bir

metalın baca gazındaki yoğunluğunun onun uçuculuk özelliğine, çamurdaki veya lastikteki miktarına, kazana giriş yaptığı noktaya (çamur ve lastik ayrı noktalardan verilmektedir) ve en yüksek sıcaklık noktasına bağlı olduğu belirtilmiştir (Conesa ve diğ., 2008).

Çamurun çimento fırınından önce geçirdiği işlemler de yakılabilirliği etkileyen bir diğer faktördür. Zabaniotu ve Theofilou (2008) stabilizasyon, kompostlama, susuzlaştırma, 30-75°C'de veya 75-90°C'de ısıl işlem veya kurutma gibi proseslerden bir veya birkaçının çamura uygulanması gerektiğini belirtmiştir. Bu işlemlerden geçip nem oranı %65-70 civarına gelen çamur, yakma işlemine uygunluk için araştırılabilir. Zabaniotu ve Theofilou (2008)'nin çalışmasında Kıbrıs'taki gerçek bir çimento fabrikasında yapılan denemelerde yakma işleminin sağlık ve çevre etkileri araştırılmıştır. Araştırmanın kapsamında yakma ünitesinin bacasından alınan örneklerde, ağır metaller (Cd, Tl, Hg, As, Co, Ni, Se, Te, Sb, Cr) ve furan-dioksinler ölçülmüştür. Yüzde 7.5 oranında çamur ile beslenen yakma ünitesinde toplam ağır metal 0.7960 mg/Nm³, toplam dioksin-furan 0.006 ng/Nm³ olarak belirlenmiştir. Bu değerler Avrupa Birliği direktiflerindeki sınır değerlerin çok altındadır.

Yukarıda değinilen çalışmalar göstermektedir ki, genel görüşün aksine, çimento fırınlarının 1980-1990 yıllarındaki PCDD/F kirliliğine katkısı çok azdır. Baca gazı kirliliğinin düşük olması, çimento fırınlarında arıtma çamuru dahil birçok atığın yakılabilmesini sağlamıştır. Endüstriyel solventler, klorürlü ve florürlü böcek ilaçları, DDT, aldrin, dieldrin gibi kimyasallar, atık yağlar vb. tehlikeli atıkların çimento fırınlarında yakılmasının, baca gazındaki kirlilik yükünü yasal sınırları aşacak kadar arttırmadığı görülmüştür.

Yukarıda da belirtildiği gibi arıtma çamurları çimento fabrikalarında yakılması, çamurun hem çimento için ham madde, hem de tesis için ek yakıt teşkil etmesini sağlamaktadır. Böylece AÇ çimento fabrikalarında yakılarak bertaraf edilmekle kalmamakta, ham madde olarak da işlev görmekte ve ürüne dönüştüğü için geride halen atılması gereken bir kısım bırakmamaktadır. Organik maddenin yanı sıra, özellikle AÇ içindeki kalsiyum ve benzeri mineraller çimento için gerekli elementler olup çimento fabrikaları için hammaddeye katkı olacak malzemeler niteliğindedir. Bu yöntem çamurun tamamının başarıyla yeniden kullanımını mümkün kılmaktadır.

Bu bertaraf yöntemi ile öncelikle her koşulda doğada bertarafı gerekecek olan atıklar (arıtma çamurları) hali hazırda yakılmakta olan fosil yakıtların yerini alarak karbon dioksit bütçesine olumlu katkıda bulunacaktır. Çimento endüstrisinin global ölçekte antropojenik CO₂ emisyonlarına katkısı yaklaşık %5 dir (Lin ve diğ., 2002). Bunun %50'si hammaddenin

kimyasal değişimi sırasında ($\text{CaCO}_3 \rightarrow \text{CO}_2$), %40'ı yakıtların yanmasıyla, %5'i ise elektrik kullanımı ve taşıma sırasında ortaya çıkmaktadır. Bu emisyonların azaltımında hem daha az hammadde kullanımı, hem alternatif yakıtlar hem de yakıt sarfiyatının azaltılması önemli görünmektedir. Her üç bileşene de katkıda bulunacak AÇ'nın yakılması, görüleceği gibi CO_2 bütçesine de olumlu katkıda bulunacaktır.

Diğer taraftan 1500°C a kadar varan yüksek sıcaklıklar, AÇ'nda bulunan tehlikeli kimyasalların tam olarak parçalanmasını ve yanmasını sağlar. Ayrıca yanma sırasında ortaya çıkan kül de kimyasal olarak klinkere entegre olarak onun ayrışmaz bir parçası haline gelir. AÇ'nda ağır metallerin olması durumunda bu metaller büyük oranda seyrelerek çimento yapısına katılırlar. Bu şekilde çimento üretimi süreci AÇ'nın yakılması için mükemmel bir sistem oluşturmaktadır.

Susuzlaştırılmış AÇ daha önceki uygulamalarda çimento fabrikalarında yakılmış olsa da, çamur %60 ila %80 arasında su içerdiğinden doğrudan yakma için uygun malzeme olmamakta ve taşıma vb. süreçlerde de sorun yaratabilmektedir. Bu nedenle kurutulmuş AÇ'nın çimento fabrikalarında yakılması daha uygundur. Yine Japonya'da tam ölçekli bir tesiste çimento üretim sürecine 1 ton kurutulmuş AÇ/saat hızında besleme yapılmış, bu oran toplam ısı girdisinin %0,5'ini oluşturmuş ve sonuçta AÇ toplam klinker kütesine de %1 katkıda bulunmuştur. Bu işletimin çimento kalitesine olumsuz hiçbir etkisi bulunmadığı ve hava kirliliğine yol açacak emisyonlarda artışa yol açmadığı belirlenmiştir (Onaka, 2000).

Çamurun işlenerek daha farklı ürünlere ve yakıtlara dönüştürüldükten sonra enerji üretimi amacıyla değerlendirilmesi çok sayıda araştırmaya konu olmaktadır. Bu araştırmalar; enerji kazanımı, çamurun çevresel etkilerinin azaltımı ve fosfor geri kazanımı konuları üzerine yoğunlaşmaktadır. Lederer ve Rechberger'in 2010'da yaptığı çalışmada, stabilize edilen ve susuzlaştırılan arıtma çamurunun toprakta kullanımının, enerji ve fosfor kazanımı açısından avantajlı olduğu ifade edilmiş, ancak toprağa ve suya çevresel zararlar verebileceği belirtilmiştir. Çamurun yakıldıktan sonra külünün toprağa uygulanmasının ise ilk çözümün avantajlarını koruyup dezavantajlarını yok ettiği vurgulanmıştır. Çamurun yakıldıktan sonra külünün çöp sahalarında uygulanması, termik santrallerde veya çimento fabrikalarında yakılması gibi çözümler, fosfor kazanımı elverişli olmadığı için uzun vadede sürdürülebilir olarak değerlendirilmemiştir. Arıtma çamurundan fosfor kazanımının değerlendirilmesi gereken en önemli kıstas olduğu vurgulanarak, bu sorunu aşabilecek yöntemin SUSAN-teknoloji (Sustainable and Safe Re-Use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery) adı verilen çamur yönetimi sistemi olduğu belirtilmiştir (Lederer ve Rechberger, 2010).

Arıtma çamurundan fosfor kazanımı, yalnızca SUSAN projesi ile gündeme gelen bir konu değildir. Günümüzdeki fosfor kullanım hızı ile dünya kaynaklarının yaklaşık 100 yıl kadar sonra biteceği tahmin edilmektedir. Akışkan yataklı kazanlarda yakılan çamurun uçucu külünde yüksek yoğunlukta fosfor bulunduğu ve bu fosforun özütlenmesinin mümkün olduğu SUSAN projesinden önce de belirtilmiştir (Wang, 2008c). Uçucu külü özütleme yöntemi ile %75 ile %90 oranında fosfor kazanımının mümkün olduğu Pettersson ve diğ. (2007)'nin çalışmalarında ortaya konmuştur. Bir başka örnekte çamurların piroliz işleminden sonra aktif karbona kadar dönüştürülmesi incelenmiştir. Ancak çamurun termokimyasal dönüşümünün zor ve pahalı emisyon kontrolleri gerektirdiğini gözden kaçırmamak gerekir. Bu nedenle, yüksek miktarda uçucu madde içeren çamurların yakılmasında ortaya çıkan güçlükleri, bu uçucu madde içeriğini çamuru gazlaştırdıktan sonra yakıt olarak kullanmak suretiyle gidermeye çalışan araştırmalar da vardır. Termogravimetrik analizler (TGA) sonunda bazı tür çamurlar için gazlaştırmanın, diğer bazı türler için ise başka bir yakıtla karıştırılarak doğrudan yakmanın daha uygun olduğu belirlenmiştir (Calvo ve diğ., 2004).

Kurutulmuş arıtma çamuru yerine, çamuru yalnızca susuzlaştırarak evsel katı atıklarla birlikte yakma işleminin de mümkün olduğu belirtilmiştir. Bu konudaki bir çalışmada, susuzlaştırılmış arıtma çamurunun evsel katı atıklardan elde edilen yakıt (refuse derived fuel; RDF) ile birlikte yakılabilirliğinin; bu iki maddenin karışım oranına, susuzlaştırmadan çıkan çamurun tanecik büyüklüğüne ve çamurun nem oranına bağlı olduğu belirtilmiştir (Lee ve Bae, 2009).

Bir diğer çalışmada, yine TGA analiz yöntemi kullanılarak var olan termik santrallerde arıtma çamurunun ek yakıt olarak kullanılabilirliğini araştırılmıştır. Kim ve Lee (2009) araştırmalarında kurutulmuş çamurun toz kömürün enerji kaynağı olarak kullanıldığı termik santrallerde ek yakıt olarak kullanılabilirliğini göstermişlerdir. Bu çalışmada termogravimetrik analizin, damla tüp fırını analizi ile benzer sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Arıtma çamurunun yakılması öncesinde çamur örneklerinde bir takım analizler yapılarak çamurun ısıl karakterizasyonunun çıkarılması gerekmektedir. Bu hedefe yönelik Çin'de yapılan bir çalışmada (Jiang ve diğ., 2010) öncelikle talaş, kömür ve arıtma çamurunun kimyasal kompozisyonları çıkarılmıştır. Daha sonra çalışılan malzemelerin termogravimetrik analizi yapılmıştır. Bu deneylerin sonuçları belli oranlarda eklenen ek yakıtların, arıtma çamurunu yakma için daha uygun hale getirdiğini göstermiştir. Benzer sonuçlar Otero ve diğ. (2007a) tarafından da ortaya konmuştur. Bu iki çalışma da, termogravimetrik analizin arıtma çamuru yakılabilirliğini değerlendirmede kolay ve hızlı bir araç olduğunu göstermektedir. Yakma optimizasyonu için yapılan TGA analizlerinde; yanma işlemi sırasındaki oksijen yoğunluğu ve

ısıtma hızı gibi parametreler incelenmiştir (Xiao ve diğ., 2009). Oksijen yoğunluğundaki değişimin, özellikle çamurdaki nemin bitip organiklerin yanmaya başladığı evrede yanma üzerinde etkili olduğu belirtilmiştir. Bu evrede oksijen yoğunluğunun artırılmasının çamurun yanma sürecini hızlandırdığı gösterilmiştir. Kütle kaybının çok az olduğu üçüncü evrede ise oksijen konsantrasyonunun artmasının çamur kalıntısı miktarını azalttığı belirtilmiştir. Isıtma hızının artırılmasının ise, çamur için çizilen kütle kaybı grafiklerindeki tepe noktasını daha yukarıya çektiği, yani maksimum kütle kaybı oranını arttırdığı vurgulanmıştır. Ancak bu değerlerin hangi sıcaklık noktasında olduğunun ısıtma hızı ile orantılı olmadığı belirtilmiştir (Xiao ve diğ., 2009). Kağıt fabrikası çamurları, düşük kalorifik değer ve yüksek kül oranı özellikleri ile evsel çamurlardan ayrıldığı görülmüştür ancak kömür ile birlikte yanma profilleri incelendiğinde bu iki tip çamurun benzer özellikler gösterdiği belirtilmiştir. Kağıt fabrikası çamuru kütlece 10%'u geçmeyecek bir biçimde kömür ile karıştırıldığında, karışımın ısıl profili yalnızca kömüre göre çok fazla değişiklik göstermediği ifade edilmiştir. Kağıt çamurlarının tıpkı evsel arıtma çamurları gibi kömür ile birlikte yakılabildiği açıklanmıştır (Yanfen ve Xiaoqian, 2010).

TGA analizleri, genel olarak yakıtların (kömür, arıtma çamuru vb.) ısıl parçalanma karakteristiğini çıkarmada kullanılır. Ancak eğer yakma işlemi sırasında oluşan NO_x , SO_x gibi emisyonlar kazana eklenen kalsiyum asetat, magnezyum asetat gibi sorbentler ile kontrol edilmek istenirse, bu kimyasalların da TGA analizleri yapılabilir. Bu analizler ile neden sorbentlerin NO_x ve SO_x emisyonlarını azaltmada farklı performanslar gösterdiği açıklanabilir. Bu konuda Niu ve diğ. (2010)'nin yaptığı TGA analizlerinde kalsiyum asetat (CA), magnezyum asetat (MA) ve kalsiyum-magnezyum asetat (CMA) karşılaştırılmıştır. Magnezyum asetatın ısıl bozunma davranışının diğer iki sorbentten daha farklı olduğu vurgulanmış; CMA ve CA'nın aktivasyon enerjisinin artan sıcaklık ile doğru orantılı olarak azalırken, MA'nın aktivasyon enerjisinin başlangıçta sıcaklıkla yükseldiği, belirli bir noktadan sonra düşmeye başladığı gözlemlenmiştir. Ayrıca CMA ve CA'nın aktivasyon enerjileri birbirine yakınken, MA'nınkinin daha yüksek olduğu da bulunmuştur. Buna ek olarak, CMA'nın reaksiyon derecesinin en büyük olduğu, yani ısıl bozunmaya en çabuk uğrayan kimyasalın CMA olduğu görülmüştür. Yine bu çalışmada CMA'nın 70%-80% verim ile emisyon azaltımında en etkili sorbent olduğu belirlenmiştir (Niu ve diğ., 2010).

Kim ve Lee (2011) tarafından yapılan bir çalışmada kurutulmuş arıtma çamuru ve antrasit kömürü karışımının yakılabilirliği araştırılmıştır. Bu araştırmanın dikkat çeken noktası ise numuneler ve elde edilen karışımlar üzerinde hem termogravimetrik analiz (TGA) yapılması

hem de bir yakma reaktöründe bu karışımların yanma verimini incelemesidir. Yapılan TGA analizlerinde kömür, kömür+çamur ve arıtma çamurlarının yanma profilleri ve Coats-Redfren metoduna göre hesaplanan aktivasyon enerjileri incelenmiştir. Hava ortamında 10°C/dk ısıtma hızında yanma profili açısından değerlendirildiğinde kömür ile %10 ve %25 kömür+çamur karışımının benzer bir şekilde yandığı, %20, %30, %40 ve %50'lik karışımların da birbirine benzediği görülmüştür. Aktivasyon enerjileri bakımından da yanma profillerine benzer bir biçimde, %10 ve %15'lik karışımın kömür ile, diğer karışımların da çamur ile benzer aktivasyon enerjilerine sahip olduğu belirtilmiştir. Reaktörde yapılan çalışmalarda ise hazırlanan karışımların yanma verimliliği incelenmiş, neredeyse bütün karışım örneklerinin %100'e yakın bir yanma verimiyle yakıldığı görülmüştür. Sonuç olarak, arıtma çamurunun antrasit ile çalışan pulverize termik santrallerde ek yakıt olarak kullanılabilmesine dikkat çekilmiştir.

Hanmin, Xiaoqian ve Kai (2010) yaptıkları çalışmada, kömür ve kömür ganginin arıtma çamuru ile birlikte yanma karakterizasyonunu ortam sıcaklığından 1000 °C'ye kadar olan sıcaklık aralığında termogravimetrik analizler ile incelemişlerdir. Deneyler, 10 mg örnek kullanılarak nitrojenin içinde 20%, 30%, 40%, 60% ve 70% oranında oksijen miktarları ile beş farklı atmosferde yapılmıştır ve termogravimetrik (TG) ve diferansiyel (D)TG eğrileri analiz edilmiştir. Değişik atmosferlerde elde edilen TG eğrisindeki kinetik parametrelerin (aktivasyon enerjisi, reaksiyon derecesi, sıklık faktörü) eşzamanlı hesabının yapılmasında kinetik denklemin direkt doğrusal olmayan regresyon metodu kullanılmıştır. Çin'in Guangzhou şehrinde alınmış kömür, kömür gangi ve çamurun nihai ve yaklaşık analizleri yapılmıştır. Ayrıca ayrı ayrı bu maddelerin TG analizleri ve çamurun, kömür ve kömür gangi ile ağırlıkça 20, 10 ve 70% oranlarında karışımlarının TG analizi yapılmıştır. Bu maddelerin farklı atmosferik durumlarda farklı ısıtma hızlarında (10, 20 ve 40 K dk⁻¹) birlikte yakılmasının karakterizasyonu ve kinetiği çalışılmıştır. Elden edilen sonuçlara göre, farklı oksijen konsantrasyonu altındaki örnekler için elde edilen TG profilleri farklılık göstermemiş, fakat DTG profillerinde büyük farklılıklar ortaya çıkmıştır. Isıtma hızının maksimum ağırlık kaybı oranını etkilediği görülmüştür: ısıtma hızı arttıkça maksimum ağırlık kaybı oranı da açıkça artmaktadır. E (aktivasyon enerjisi) değeri 51.2 kJ mol⁻¹ ile 164.4 kJ mol⁻¹ arasında değişmektedir. LogA (sıklık faktörü) değeri ise 1.63 – 11.65 s⁻¹ hızı ile artmaktadır.

Fuzhou ve Wei (2011), arıtma çamurlarının çimento fabrikalarında alternatif yakıt olarak kullanılabilirliğini değerlendirmişlerdir. Bu çalışmada termogravimetrik analiz (TGA) ve sonrasında eşsıl olmayan kinetik analiz metodu kullanılmıştır. Arıtma çamurları, bir tanesi

şehrin içinde diğeri ise banliyöde bulunan iki farklı evsel atıksu arıtma tesisinden alınmıştır. İki arıtma tesisinde de anaerobik stabilizasyon ve susuzlaştırma üniteleri mevcuttur. Kömür ise, Wuhan XLY çimento fabrikasından alınmıştır. Tüm bu materyaller 470 K sıcaklıkta kurutularak ve parçacık büyüklükleri 80 µm'den az olacak şekilde elekten geçirilerek analizlere hazır hale getirilmiştir. Örneklerin ısı değer analizleri, yaklaşık analizleri ve elemental analizleri de yapılmıştır. Bu analizler sonucunda, her iki çamurun da kül içeriğinin ve uçucu madde miktarlarının kömürünkenden daha fazla olduğu, sabit karbon değerlerinin ise daha az olduğu bulunmuştur. Bunlara ek olarak, iki çamurun hidrojen ve sülfür içeriklerinin birbirine yakın, kömürün karbon içeriğinin çamurlarınkinden fazla; fakat kömürün nitrojen ve oksijen içeriğinin çamurlarınkinden az olduğu bulunmuştur. Ayrıca *Coats-Redfern* integral metoduna dayanan, bazı reaksiyon modelleri test edilmiş, yanma reaksiyonlarının mekanizması ve kinetiği tartışılmıştır. Sonuç olarak, çamurun tutuşma sıcaklığı, yanma sıcaklığı ve *Arrhenius* aktivasyon enerjisinin kömüre kıyasla daha düşük olduğu bulunmuştur. Tüm bunlar, çamurun çimento fabrikalarında kısmen kömürün yerine yakılabileceğini göstermektedir.

Aktivasyon enerjisi, TGA analizlerinde elde edilen parametreleri Arrhenius denklemlerinde kullanarak elde edilebilen bir değerdir. Arrhenius denklemi, yanma reaksiyonunun kinetiğini tanımlayan modellerle, (Freeman-Carrol model, Vyazovkin model) uygun sonuçlar verecek şekilde değiştirilir (Otero ve diğ., 2010). Kömürün ve kömür çamur karışımının aktivasyon enerjileri kıyaslanarak yakılabilecek optimum çamur miktarı hesaplanır (Otero ve diğ., 2007b). Yukarıda değinilen çalışmalarda da bu yöntem izlenmiştir. Çamurun ek yakıt oranının optimum değerinde kütlece 10%'u geçmediği görülmüştür.

Akışkan yatakta yakılan çamurun külünde en önemli toksik ağır metaller olan Cd, Cr, Mn, Ni, Pb ve Zn incelenmiştir (Marani, ve diğ., 2003). 1994 tarihli AB direktifi ile yakma tesislerinin baca gazlarında Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Pb, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, Tl, V ve Zn denetimi getirilmektedir. Bunlardan çinko arıtma çamurlarında en fazla bulunan metaldir. Yerel olarak atıksuda bulunma durumuna göre Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Cd, As çamurda yüksek konsantrasyonda olabilir. Ayrıca civanın da yerel koşullarda dikkate alınması yerinde olur. En çok beklenen dört ağır metal olarak Cr, Mn, Ni ve Zn seçilmiş ve bu metallerin çamur yakılması sonrasında siklonda toplanan iri partiküllerde mi yoksa ince tozların toplandığı filtre tozlarında mı daha fazla olduğu bu çalışmada incelenmiştir. Cd ve Pb ince tozlarda daha yüksek bulunmuştur.

Arıtma çamurunun akışkan yatakta yakılması ve kül oluşumu Solimone ve diğ. (2010) tarafından da incelenmiştir. Bu çalışmada yanma sırasında uçucu külün oluşumu ve özellikleri,

katı-gaz kirleticiler ve ağır metal oluşumu, yataktaki kül birikimi, külün katalitik özellikleri, arıtma çamurunu ek yakıtlarla birlikte yakma ve Cr, Hg, Mn, Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, As, Co, Mo, Sb, Tl, V ağır metallerinin dip külü ve uçucu kül arasındaki paylaşımı konularının, arıtma çamurunu akışkan yataklı kazanlarda yakma araştırmalarını oluşturan başlıca konular olduğu belirtilmiştir. Gerçek ölçekli bir çamur yakma tesisinde yapılan çalışmada da (Van de Velden ve diğ., 2007) civa haricindeki ağır metallerin elektrostatik filtrede tutulan uçucu külde yoğunlaştığı gözlenmiştir; civanın (Pb ve Cd ile birlikte) ağır metalleri tutmak için çalıştırılan sistemlere rağmen baca gazından çıkış yaptığı izlenmiştir. Bu çalışmanın hedefi ise yakma sisteminin değişik bölgelerinden alınan örnekler (dip külü, uçucu kül, filtre keki, yıkayıcı çıkışı) üzerinde bir kütle dengesi oluşturarak ağır metal konsantrasyonlarının hangi bölgelerde yoğunlaştığını belirlemektir. Bir başka araştırmada (Barbosa ve diğ., 2009) uçucu küldeki Cr, Cu, Ni, Pb, Zn ve Fe gibi ağır metallerin dip külündeki değerlerden yüksek olduğu belirtilmiştir. Bu iki çalışma sonucunun benzerlik gösterdiği söylenebilir. Bunlara ek olarak, Rodriguez ve diğ. (2008) dip külündeki civa yoğunluğunun düşük çıkmasının nedeninin civanın buharlaşması olduğunu belirtmiştir. Civa üzerinde yapılan bir araştırmada, diğer çalışmalara paralel bir şekilde civanın baca gazında yoğunlaştığı görülmüştür. Buna ek olarak, civanın baca gazındaki yoğunluğunun azaltılması için CaO kullanımının CaCO₃'e göre daha etkin olduğu bildirilmiştir (Duan ve diğ., 2010). Kazanın çalıştığı sıcaklığın ve bacanın soğutma hızının ağır ve alkali metal emisyonlarını azaltmada etkili bir diğer yöntem olduğu belirtilmiştir. Sıcaklığın 600°C üzerinde tutulduğu yakma deneylerinde Zn, K, P gibi metallerin gaz fazdan katı ve sıvı faza geçtiği belirtilmiştir. Bu geçişi sağlamak için çeşitli filtreleme ekipmanları kullanılmıştır. Sıcaklık 400°C dolaylarına düştüğü zaman Pb ve Cu, 300°C'de Na ve As tutulabilmiştir. Alkali ve ağır metallerin tutulma oranı, baca gazı soğutma hızı ile doğru orantılıdır. Ancak, soğutma hızının çok fazla olmasının bacanın içinde tutulmak istenen görece iri taneciklerin miktarı üzerinde olumsuz etkisi vardır. K, Pb ve Na için bu hız 4340C.s-1 iken, P ve Cu için 487°C.s-1 dir (Han ve diğ., 2010).

Yakma sonucu açığa çıkan baca gazı için, laboratuvar ölçeğinde yapılan bir yakma deneyi (Deng ve diğ., 2009c) tek başına yakılan çamurda azot oksitleri, kükürt oksitleri ve organik kirleticilerin yüksek değerlerde olduğunu göstermiştir. Bu çalışmada kükürt oksitlerinin değerlerinin yüksek çıkmasının nedeni ise kullanılan çamurdaki yüksek kükürt konsantrasyonu olarak belirtilmektedir. Ayrıca bu çalışmada çamur örneklerindeki yüksek kükürt yoğunluğu göz önünde bulundurularak PAH ve PCDD/F ile ilgili tespitlerde de bulunulmuştur. Arıtma çamurunun tekil yakılmasında 3-halkalı aromatiklerin baca gazında, 5-halkalı aromatiklerin ise

uçucu külde toplandığı gözlenmiştir. Arıtma çamurunun kömür ile birlikte yakılmasının PAH emisyonlarını azalttığı belirtilmiştir. PAH ve PCDD/F ile ilgili çalışmaların eksikliğine dikkat çeken araştırmada PCDD/F emisyonlarının da kömür ile birlikte azaldığı vurgulanmıştır. Baca gazı emisyonlarında izlenen bir diğer kirletici de tozlardır. Arıtma çamurunun akışkan yataklı kazanlarda ek yakıt olarak kullanılması parçacık kirleticilerin oluşumunu birkaç yönden etkiler. Örneğin K, Na ve Cl'un bol miktarda bulunduğu çamurların tek başına yakılması toz emisyonunu önemli derecede artırır. Bunun nedeni olarak, KCl ve/veya NaCl gibi aerosollerin kazanın içinde yüksek miktarlarda bulunabileceği belirtilmiştir. Ancak kömürle birlikte yakıldığında, kömürün içeriğindeki Al ve Si bu alkali metallere reaksiyona girerek tanecik oluşumunu engellediği belirtilmiştir. Ayrıca çamurun yüksek oranda karıştırıldığı yakma durumlarında oluşan tozların yüzey alanının çok yüksek olduğu ve bu durumun PCDD/F emisyonunu artırıcı reaksiyonları katalizleyebileceği üzerinde durulmuştur (Lopes ve diğ., 2009).

2004 yılında yapılmış olan bir başka ayrıntılı araştırmada ise arıtma çamurunun yakılması sırasında tehlikeli ve zararlı hava kirletici (HAP) sınıfından maddelerin oluşumu ayrıntılı olarak incelenmiştir. Bu araştırmanın sonucunda gaz ortamında gözlenen HCl konsantrasyonunun belirleyici etki yaptığı, bu madde ortamda yokken çamur külünün oksitleyici bir katalizör gibi davrandığı ve organikleri parçaladığı; gazda HCl varken çamur külünün aksine yüksek miktarlarda klorlu organik kirletici oluşumuna yol açtığı anlaşılmıştır. Yanma gazlarında kükürtün varlığı da sonucu etkilemektedir. Kükürtçe zengin kömürlerle karışık yanma sırasında S/Cl oranının yükselmesi ile ortam katalitik oksidasyonla klorlu organik toksik kirleticilerin azalması ile sonlanan daha karışık bir reaksiyon ortamı halini almaktadır (Fullana ve diğ., 2004). Kireç ve çimento sektörlerinde çalışılan ham maddeler alkali nitelikte olup bu gibi tesislerin bacasında asit nitelikli kirleticilere rastlanmamaktadır. Bu nedenle yukarıda bahsi geçen iki yönlü mekanizmanın bu sektörlerde sadece parçalama etkisi yaratacak şekilde çalışması doğal olmalıdır. Bununla birlikte bu araştırmada toksik hava kirleticilerin oluşup oluşmadığını incelemek zorunlu görülmektedir.

Werther ve Ogada (1999) ise çamur yakılırken beklenenden daha düşük PCDD/F konsantrasyonu oluşmasını çamurun kükürt oranının yüksek olmasına bağlamaktadır. Buna karşılık ortamda kül içeriği yükseleceğinden bunun başka tür kirlilikler açısından değerlendirilmesinde fayda olduğunu belirtmektedir.

Yakma sırasında açığa çıkan emisyonları azaltmanın bir yöntemi yakma işlemini daha etkin hale getirecek bir katalizörün eklenmesidir. Katalizör, yapısı gereği oksidasyon hızını arttırdığı

için halkalı ve aromatik karbonların baca gazındaki konsantrasyonlarının da azalmasına neden olur (Ciambelli ve diğ., 2010)